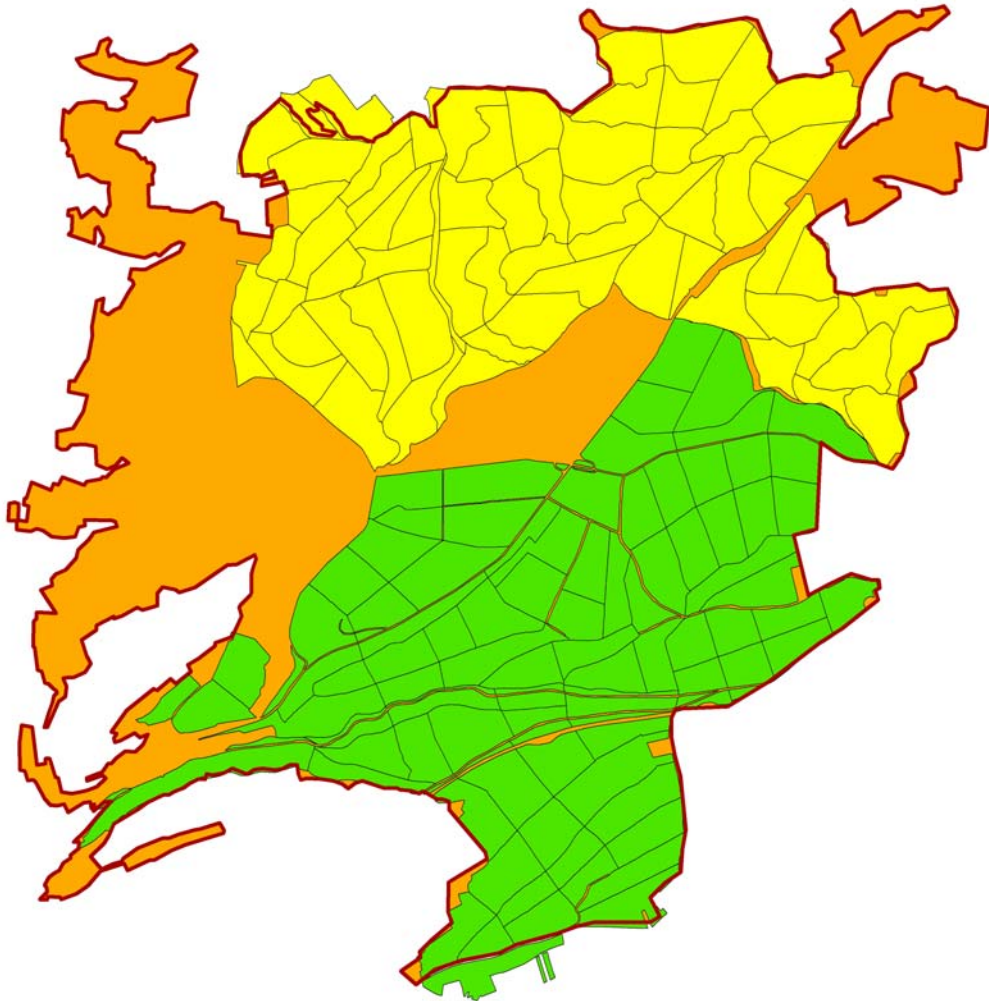


Umwelt-Management-Plan für das FFH-Gebiet Grünwald (LU 0001022)

2004



best
Ingenieurs-Conseils

Bureau d'Études et de Services Techniques

2, rue des Sapins
Tél. 34 90 90

L-2513 Senningerberg
Fax : 34 94 33



Institut für Biogeographie
Universität Trier
Fachbereich VI

Am Wissenschaftspark 25-27
54296 Trier

Inhalt

	Seite
1. Einleitung, Problemstellung und Auftrag	3-9
2. Kulturgeschichte des Grünewaldes	10-15
3. Rezente anthropogene Einflussfaktoren auf die Tier- und Pflanzenarten des FFH-Gebietes	16-57
3.1. Einflussfaktor Straße	16-22
3.2. Einflussfaktor Siedlungsbebauung	23-25
3.3. Einflussfaktor Stoffeinträge	26-32
3.4. Einflussfaktor Wasserbelastung	33-37
3.5. Einflussfaktor Freizeit-Aktivitäten	38-39
3.6. Einflussfaktor Forstwirtschaft	40-47
3.7. Einflussfaktor Schalenwildbewirtschaftung	48-57
4. Erhaltungszustand vorhandener Lebensraumtypen und Populationen	58-85
4.1. Lebensraumtypen	58-75
4.2. Wichtige Tierarten im FFH-Gebiet Grünewald	76-85
5. Managementplan für das FFH-Gebiet Grünewald	86-242
5.1. Bioinformations- und Datenbanksysteme als Grundlagen für einen Management-Plan für das FFH-Gebiet Grünewald	91-96
5.2. Waldsimulationsmodell für den Grünewald	97-99
5.3. Monitoring und Berichtspflichten nach der FFH-Richtlinie	100-155
5.4. Wildmanagement zur Sicherung der FFH-Ziele	156-195
5.5. Wildpopulationsdichten und Streckenstatistik	196-220
5.6. Offene Sukzessionsflächen für Artenreichtum und Bejagungseffizienz	221-228
5.7. Integration eines Wildschutzgebietes in das FFH-Gebiet Grünewald	229-239
5.8. Entwicklungskonzeption für eine „Naturwaldzelle“ im FFH-Gebiet Grünewald	240-242

6. Empfehlungen	243-247
7. Literatur	248-288
8. Anhang	289

1. Einleitung, Problemstellung und Auftrag

Ein wesentliches Ziel der 1992 verabschiedeten und in den vergangenen Jahren zweimal ergänzten **FFH-Richtlinie** (92 / 43 EWG) (vgl. RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992; Richtlinie 95 / 1 / EG, EURATOM, EGKS „Beschluss des Rates der Europäischen Union vom 01.01.1995 zur Anpassung der Dokumente, betreffend dem Beitritt neuer Mitgliedsstaaten zur Europäischen Union“ und Entscheidung 97 / 62 / EG des Rates „Anpassung der Richtlinie 92 / 43 / EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt“; RAT DER EUROPÄISCHEN Union 1997) ist – im Verbund mit der 1979 bereits verabschiedeten **Vogelschutzrichtlinie** (79 / 409 / EWG) – nach einem festgelegten Zeitplan ein europäisches Schutzgebietsnetz mit dem Namen NATURA 2000 für **Lebensraumtypen** und **Arten gemeinschaftlichen Interesses** zu errichten. Gemäß Art. 6 Abs. 1 und 2 der FFH-Richtlinie legen die Mitgliedsstaaten geeignete Schutzmaßnahmen fest, die den ökologischen Erfordernissen der natürlichen Lebensraumtypen nach Anhang I und der Arten nach Anhang II entsprechen, die in diesen Gebieten vorkommen. Deshalb müssen für alle FFH-Gebiete **Pflege- und Entwicklungspläne** erstellt werden. Die Einhaltung der jeweiligen Entwicklungsziele bzw. die Erhaltung eines günstigen Erhaltungszustandes für die Arten im jeweiligen Gebiet wird durch die **Berichtspflichten (Art. 17)** überwacht. Alle sechs Jahre ist ein Durchführungsbericht an die EU zu übersenden. Nach Art. 11 besteht darüber hinaus eine Verpflichtung zu einem allgemeinen **Monitoring** für **alle Arten gemeinschaftlichen Interesses** (d. h. alle Arten der Anhänge II, IV und V), das sich auch auf Gebiete außerhalb der Meldegebiete bezieht. Um ein zielgerichtetes **Umweltmanagement** durchführen zu können, ist eine genaue Kenntnis der entscheidenden Habitatfaktoren erforderlich.

Deshalb wurde von uns im Auftrag der **Administration des Eaux et Forêts / Service de la Conservation de la Nature**) des luxemburgischen Umweltministeriums (25.04.2003) vorliegender **Umwelt-Management-Plan** für das **FFH-Gebiet Grünwald** (Zone spéciale de Conservation LU 0001022 „Gréngewald“) erstellt.

Der Grünwald ist nicht nur als FFH-Gebiet sondern auch als Naherholungsgebiet, als Forst und Trinkwasserschutzgebiet von besonderem Interesse. Die Qualität von Umweltmanagementstrategien hängt jedoch entscheidend vom Verständnis der

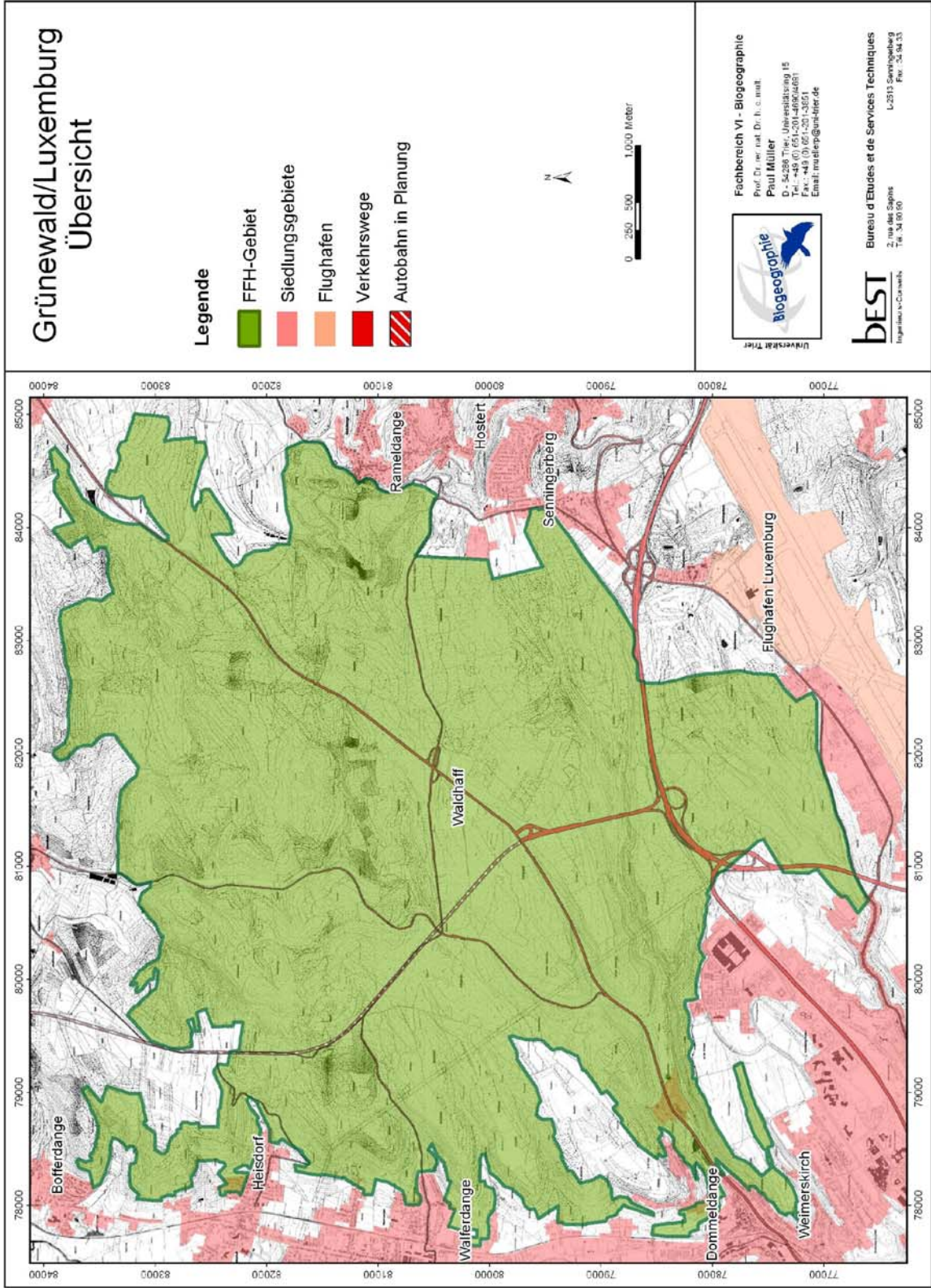
funktionalen Zusammenhänge, den regulatorischen Fähigkeiten von Populationen in Systemen und der aktiven Integration der regionalen Akteure, der Menschen, ab (MÜLLER, KAUTENBURGER, ELLE und SCHMITT 2002). Täglich verändern sich Populationen durch endogene und exogene (u.a. anthropogene) Einflüsse gesteuert, sie passen sich an und / oder verschwinden. Dadurch verändern sich Nutzungspotentiale und -optionen, werden Belastbarkeitsgrenzen verschoben, verändern „Grenzwerte“ ihre Gültigkeit. Auf diese Dynamik müssen Managementpläne flexibel reagieren auch durch das Angebot von Handlungsoptionen. Dies muss bei Managementplänen besonders berücksichtigt werden. Die in der FFH-Richtlinie entwickelten und insbesondere in den biogeographischen Arbeitssitzungen der EG-Kommission zuletzt auf der Sitzung in Potsdam (November 2002) vertieft präzisierten Kriterien, die zur Ausweisung von NATURA-2000-Gebieten in allen EG-Ländern führten, erfordern Umweltmanagementpläne, die nicht nur einem reproduzierbaren Monitoring zugänglich sind, sondern die zugleich Entwicklungsoptionen und Gestaltungsmöglichkeiten beinhalten die sowohl den Zielen der FFH-Gebietsausweisung gerecht werden als auch die Menschen der Region zum positiven Gestalter werden lassen und sie in die Maßnahmen integrieren.

Ausgangspunkt ist dabei naturgemäß der status quo-Zustand eines Gebietes oder einer Population (FFH-RL, Anhänge I, II, IV und V), die zur Ausweisung des Gebietes führten. Bei der Größe der einzelnen Schutzgebiete, deren unterschiedlicher Vernetzung und deren dynamischer Beziehungen zu dem Umland ergeben sich eine Vielzahl naturwissenschaftlicher, politisch-administrativer und sozioökonomischer Probleme. Sie erfordern, will man nicht aus jedem NATURA-2000-Gebiet ein großes Forschungsprojekt machen, eine rasche Faktoren- und Strukturanalyse. Beide gehen in die Umweltmanagement-Strategien ein (vgl. MÜLLER, RUMPF und MONHEIM 2002). Der status quo-Analyse muss eine Sensitivitätsanalyse folgen in der die prioritären Problemfelder und –gebiete definiert werden. Auf diesen Analysen aufbauend, werden differenzierte Managementpläne (mit Handlungsoptionen) erstellt.

Deshalb geht der vorliegende Managementplan zunächst von einer Beschreibung des Untersuchungsgebietes anhand von topographischen Karten im Maßstab 1:10.000 und der Ferraris Karte aus.

Das weitere methodische Vorgehen schließt sich den erprobten Verfahren der Biotop- und Nutzungstypen-Kartierung an, wie sie sich in verschiedenen EG-Ländern und Luxemburg bewährt haben. Dabei wurden zunächst alle via Luftbild erkennbaren Biotope erfasst. Die nicht durch Luftbild erkennbaren Habitatstrukturen wurden durch Begehungen im Gelände erfasst (vgl. 2002: Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung, -kartieranleitungen, Standard-Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbild-gestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. für Landschaftspflege und Naturschutz, 73). Da in vielen Ländern in der Regel kein bzw. nur unzureichend flächendeckendes Informationsmaterial des gesamten Landschaftsinventars vorliegt, ist die Durchführung einer Kolorinfrarot-(CIR)-Luftbild-gestützten Luftbildinterpretation in Form einer Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung zweckmäßig (Arbeitsgemeinschaft Naturschutz der Landesämter, Landesanstalten und Landesumweltämter Arbeitskreis „Landschaftserkundung“, 2002).

Wesentliche Informationsbasen des Biotoptypen- und Nutzungstypenkatasters können CIR-Luftbilder im Maßstab 1:10.000 liefern. Die u. a. vom Bundesamt für Naturschutz veröffentlichten Kartiereinheiten (vgl. Schriftenr. Landschaftspflege und Naturschutz 73, 2002) sind auf diesen Maßstab abgestimmt. Ihre hierarchische Ordnung gewährleistet je nach Erfordernis der verschiedenen Planungsebenen verschiedene Detaillierungsgrade. Für das Untersuchungsgebiet Grünewald liegen allerdings bereits zahlreiche Kartierungen vor (1989, 1990). Das gilt sowohl für Biotope als auch für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten. In enger Zusammenarbeit mit Kollegen des Naturhistorischen Museum wurden diese Daten räumlich strukturiert und Bereiche ausgewiesen, die für FFH-Spezies und Habitate wesentlich sind.



Ausgangspunkt ist deshalb zunächst eine Zustands-Analyse der gemeldeten Habitate und ihrer Gefährdung.

Weiterhin wurden für alle FFH-Tierarten und die Arten der Vogelschutzrichtlinie die derzeitigen Populationszustände durch Kartierungen erfasst. Stichprobenartig wurde mit diesen Erhebungen bereits vor einigen Jahren begonnen. Das gilt auch für die Moose (darunter auch *Dicranum viride*; eine vergleichende Analyse wurde auch für andere Luxemburger Standorte durchgeführt z.B. für die Umgebung von Diekirch), die Fledermäuse (darunter auch *Myotis myotis* und *M. bechsteinii*), die Säuger und die Vogelarten (darunter u.a. *Dendrocopos medius*, *Dendrocopos martius*, *Picus canus*).

Sowohl für die Habitate als auch für die einheimischen Arten werden Aussagen im Management-Plan getroffen und ihre Gefährdung durch anthropogene Einflüsse und das natürliche Wuchspotential der Standorte dargestellt.

Die in den Anhängen I und II der FFH-Richtlinie (inkl. Vogelschutzrichtlinie) aufgeführten Arten werden in ihrer räumlichen Verbreitung analysiert. Da Mitglieder unserer Arbeitsgruppe seit Jahren bei Kartierungsprojekten des Naturhistorischen Museums (Luxemburg) mitwirken (Abt.-Leiter Marc Meyer, Lepidopteren, Dr. Harbusch, Chiroptera), in Monitoringprojekten für Pflanzenschutzmittel in Luxemburg integriert sind (vgl. u.a. MÜLLER, P., KRÜGER, H. und BECKER, S. 2001: Rückstandsanalysen von Honigproben aus Luxemburg. Im Auftrag der Administration des Services Techniques de l'Agriculture Luxembourg (seit 1988); MÜLLER, P., BECKER, S. und KRÜGER, J. 2002: Ergebnisse von Trink- und Grundwasseranalysen in Luxemburg. Im Auftrag der Administration de l'Environnement Division des Eaux (seit 1986) und verschiedene Monitoringprojekte über den Einfluss der Flächennutzung auf Biota in Luxemburg durchführten (vgl. u.a. MÜLLER, P. und ELLE, O. 1999: Mertzig – Lebendige Natur durch Landwirtschaft. Im Auftrag der FILL, Luxemburg), konnten auch frühere Untersuchungen in den Umwelt-Managementplan einfließen.

Die Kulturgeschichte des Grünewaldes belegt, dass alle Habitate in der Vergangenheit von Menschen beeinflusst wurden. Deshalb wurde auf die Erfassung

menschlicher Aktivitäten und Analyse der Auswirkungen auf die Habitats großer Wert gelegt.

Darüber hinaus wurde der Erhaltungszustand der Ökosystemtypen im Untersuchungsgebiet zunächst gemäß den Monitoring-Richtlinien des Bundesamtes für Naturschutz (Bonn) erfasst und beschrieben (vgl. u.a. auch Erfassungsrichtlinien des Landes Nordrhein-Westfalen zur Festlegung von FFH-Gebieten; hier: Luzulo-Fageten). Jeder Strukturtyp wurde von uns durch Begehungen im Gelände erfasst (Anhand der realen Vegetation u. a.). Die potentielle natürliche Vegetation wurde durch eine pflanzensoziologische Kartierung charakterisiert und die diese steuernden Hauptfaktoren (Wasserhaushalt, Nutzungseinflüsse) beschrieben (vgl. u.a. POTT 1998). Von besonderer Bedeutung sind die z.T. kontroversen Ziele des Artenschutzes und der natürlichen Sukzessionen (Wuchspotential) des Gebietes. Da die real existierenden Arten und Biozönosen insbesondere auch das Ergebnis einer gewachsenen Kulturlandschaft sind, war eine sorgfältige Analyse des Einflusses natürlicher Sukzessionen zwingend erforderlich bei gleichzeitiger Klärung der Frage, ob durch Stützung kulturlandschaftlicher Elemente die Artenschutzziele nicht zu optimieren sind.

Von Natur aus würden auf der gesamten Fläche des FFH-Gebietes Grünwald Buchenwälder dominieren. Deshalb wurde besonderer Wert auf eine Definition der Zielkonflikte gelegt, auf die Gesamtbeurteilung der Funktionen und der Funktionserfüllung des Gebietes im Naturraum und als Naherholungsgebiet für die Stadt Luxemburg.

Untersuchungen sowohl im Wald als auch in Offenlandhabitaten haben gezeigt, dass eine nachhaltige Nutzung von bestimmten Ökosystemtypen positive Wirkungen auf den Artenreichtum und die Artenzusammensetzung eines Gebietes besitzen kann (vgl. u.a. REISER 1993, STREWE 1994, SCHMITT 2001). Das wird auch u.a. belegt durch im Anhang IV der FFH-Richtlinie aufgeführte und in Luxemburg vorkommende Schmetterlingsarten (u.a. *Coenonympha hero*, *Euphydryas maturna*, *Lycaena dispar*, *Maculinea arion*), deren Existenz durch ein Mosaik natürlicher und anthropogener Faktoren bewirkt wird. Der zu erstellende Umweltmanagementplan hat die Aufgabe, unter Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche verschiedener Arten sowie der ökologischen Funktionen der realen und potentiellen Biotope Schutz- und

Entwicklungsoptionen aufzuzeigen. Einer gesteuerten naturnahen Sukzession kommt deshalb große Bedeutung zu. Das gilt auch für den Umbau dem Wuchspotential und den Zielen des FFH-Gebietes nicht entsprechender Waldnutzungsformen.

Die Untersuchungen im Grünwald wurden durch die Unterstützung von zahlreichen Wissenschaftlern und Forstbeamten in Luxemburg und Deutschland gefördert, weshalb ihnen unser besonderer Dank gebührt.

Das gilt zunächst für Dr. Laurent Schley (Service Central, Conservation de la Nature) für zahlreiche Hilfen und Hinweise und Herrn Jean-Claude Kirpach für zielführende Diskussionen.

Zahlreiche Forstbeamte unterstützten unsere Arbeiten im Freiland. In der Administration des Eaux de Forêts in Luxemburg gilt das insbesondere für die Herren Ady Krier (Chef de Service de la Chasse et de la Pêche), Fred Trossen (ehem. Chef de Service de Cantonement Forestier de Lux-Est), Christian Bremer, Georges d’Orazio und Henri Bartz die uns wichtige forstliche und wildbiologische Informationen zur Verfügung stellten und im Gelände unterstützten.

Die enge Zusammenarbeit mit vielen Wissenschaftlern des Naturhistorischen Museums von Luxemburg war für uns eine unverzichtbare Hilfe.

Insbesondere Herrn Abteilungsleiter Marc Meyer sind wir zu besonderem Dank verpflichtet für die Beschaffung schwer zugänglicher Literatur und den Zugang zur Datenbank des Naturhistorischen Museums von Luxemburg.

Ebenso herzlich danken wir Herrn Raimond Peltzer (Vogelbundring Luxemburg, Kockelscheuer) für die zur Verfügungstellung zahlreicher Vogelbeobachtungsdaten und Literaturhinweise.

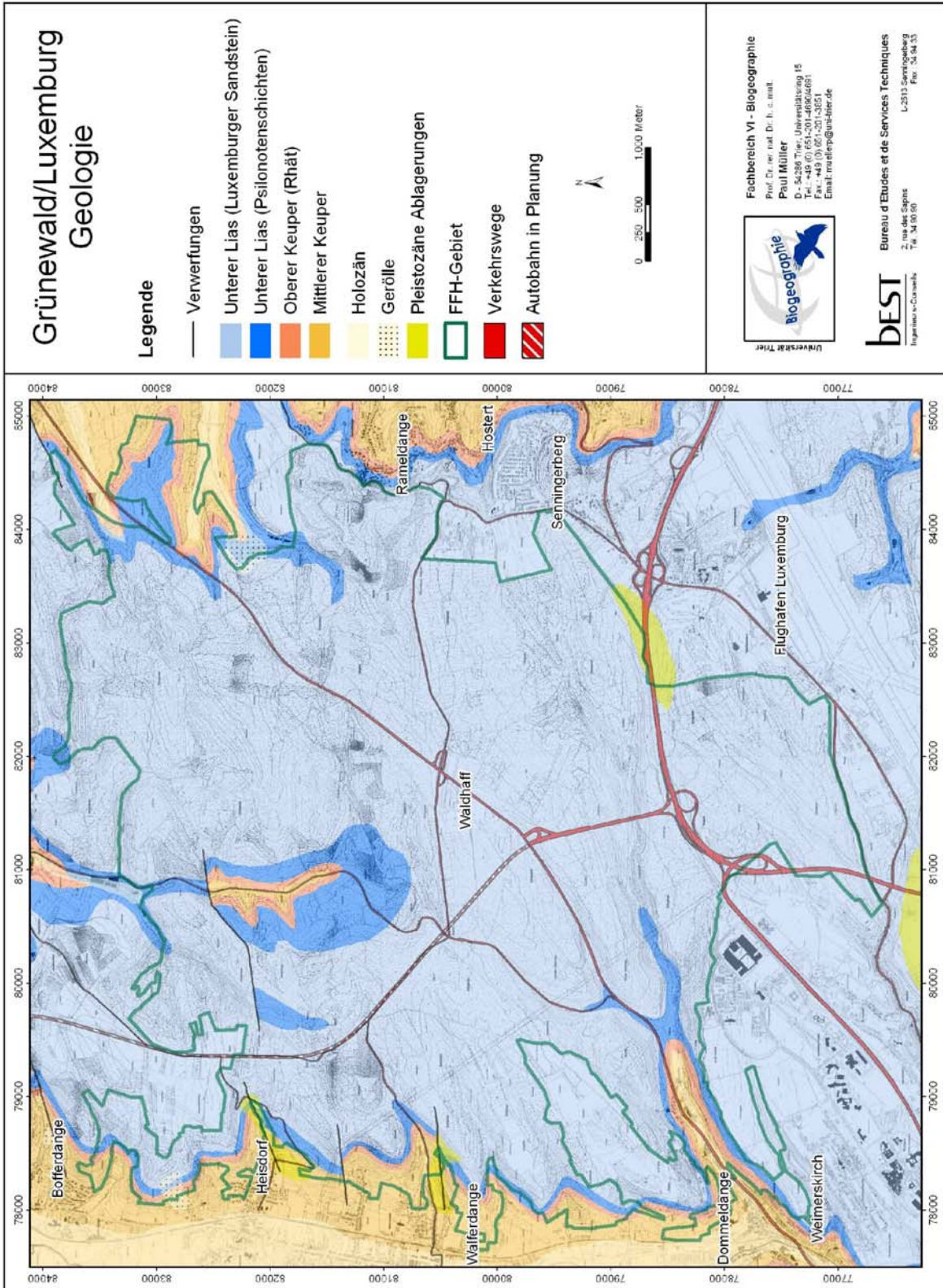
Für die Arbeiten bei der Erstellung des Umweltinformationssystems für das FFH-Grünwald und die Entwicklung der EDV-Karten haben wir besonders den wissenschaftlichen Mitarbeitern Dr. Martina Bartel, Kerstin Bidinger, Philipp Gräser, Markus Heiser und Dipl.-Geogr. Rebecca Retzlaff zu danken.

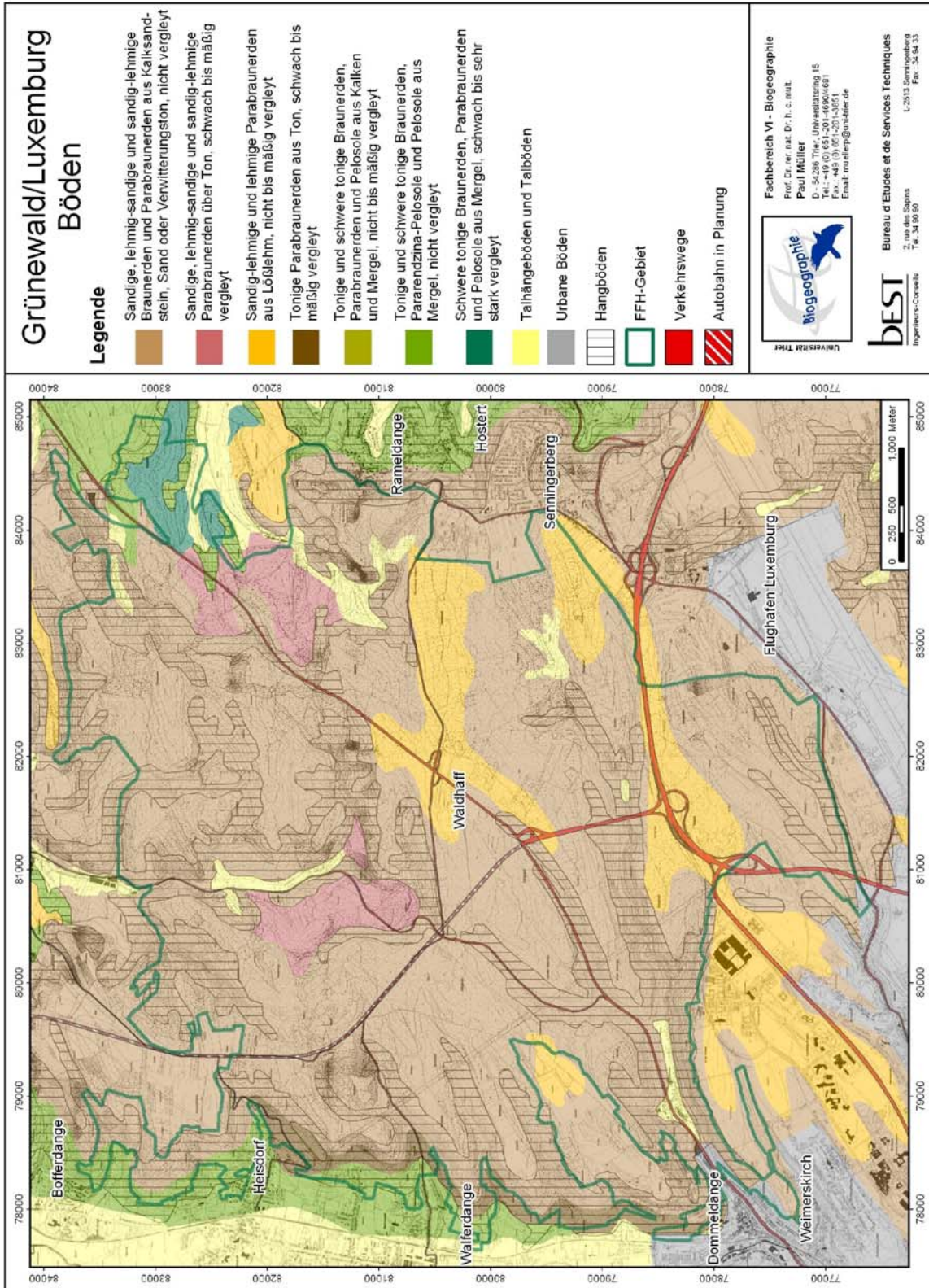
2. Kulturgeschichte des Grünewaldes

Naturgemäß bestimmen die Naturfaktoren das Wuchspotential und damit die potentiellen Biotope im Grünewald. Der Luxemburger Sandstein (Unterer Lias) ist die vorherrschende geologische Formation (Abb.) und Parabraunerden bilden die dominierenden Böden, auf denen unter den regionalen Klimabedingungen konkurrenzstarke Buchenwälder stocken. Aber diese, dem Wuchspotential entsprechenden Buchenwälder wurden vom Menschen in den letzten 3000 Jahren immer wieder beeinflusst und umgestaltet.

Quantitativ betrachtet ist der Grünewald das **größte zusammenhängende Buchenwaldgebiet Luxemburgs**. Er ist aber viel mehr. Er ist zunächst Indikator für die wechselvolle Einstellung der Menschen zu ihren natürlichen Ressourcen. Darüber hinaus ist er ein „lebendes Kulturdenkmal“ (FRANZ 1996), ein Gebiet, das bereits die Menschen der Steinzeit kannten und nutzten. Nahe der Straße von Luxemburg nach Echternach liegt die Lichtung „Waelen“, die seit Jahrhunderten von Menschen aufgesucht wurde. Die alte Römerstraße („Kiem“) verlief von Reims nach Trier und folgte der jetzigen Autobahntrasse durch den Grünewald bis zum neuen Wasserturm am Senningerberg. Entlang dieses alten Wanderweges unterschiedlicher Kulturen existieren Vorkommen von Sumpfwurzarten und Rotem Waldvögelein.

Aber die „Allmende“ war nicht immer ein guter Hüter der natürlichen Schätze. Bereits im 16. Jahrhundert war bekannt, dass der „Grünewald“ schlecht gehegt wurde, und am 2. Februar 1535 sandte die Rechnungskammer den kaiserlichen Beauftragten Johan Mainz nach Luxemburg um den Grünewald zu vermessen und in Schläge einzuteilen. Dem Propst von Luxemburg, Henry de Luz, wurde der Grünewald „unterstellt“; er hatte für „Ordnung“ zu sorgen. Zwischen 1771 bis 1778 entstand auf Befehl von Kaiserin Maria Theresia die Ferraris-Karte, in der der Grünewald als Schutzwald der Kaiserin ausgewiesen wurde (ASM = A SA MAJESTE; vgl. Anlagen).





Die „**Wald- und Holzordnung**“ von Maria Theresia vom 23. November 1754 verpflichtete alle Waldeigentümer zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung. Die Erhaltung der Waldflächen stand im Mittelpunkt.

In der „Wald- und Holz-Ordnung“ von Maria Theresia vom 23. November 1754 wurden erste Richtlinien für eine nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen erlassen („19 Gebote“), und der in vielen Regionen damals üblichen Übernutzung und dem Raubbau der Wälder ein Riegel vorgeschoben, die Waldnutzung bis Ende Februar beschränkt, Ruhezeiten wurden ausgewiesen, Anweisungen für eine standortgerechte, differenzierte Nutzung gegeben, Handlungsrichtlinien für die Aufarbeitung von Holz unterschiedlicher Bonitäten festgelegt und die unkontrollierte Viehweide im Wald drastisch eingeschränkt.

„So setzen und ordnen Wir erstlich, und ohne Ausnahm, das fördersit in denen jenigen Wald-Oertern, wo ein Nach- oder Wiederwachs sich angesetzt hat, und wo kürzlich das Holz ausgehauen, und gefällt werden, alle Vieh-Trieften, und Hüttungen gänzlich eingestellt, und in so lang weder Rind=Schaaf= noch das Porste=Vieh darinnen geweidet werden solle, bis das junge Gehölze so hoch erwachsen, dass die Gipfeln desselben nicht mehr erreicht, und abgenaget werden können.“

Hohe Strafen wurden in der „Wald- und Holz-Ordnung“ denjenigen angedroht, die bewusst oder unbewusst Feuer im Wald anlegten und dazu aufgefordert die Waldfläche insgesamt durch Neuanpflanzungen zu vergrößern. Und selbst ein Hinweis mit entsprechender Strafandrohung fehlt nicht in der „Wald- und Holz-Ordnung“ an die Förster.

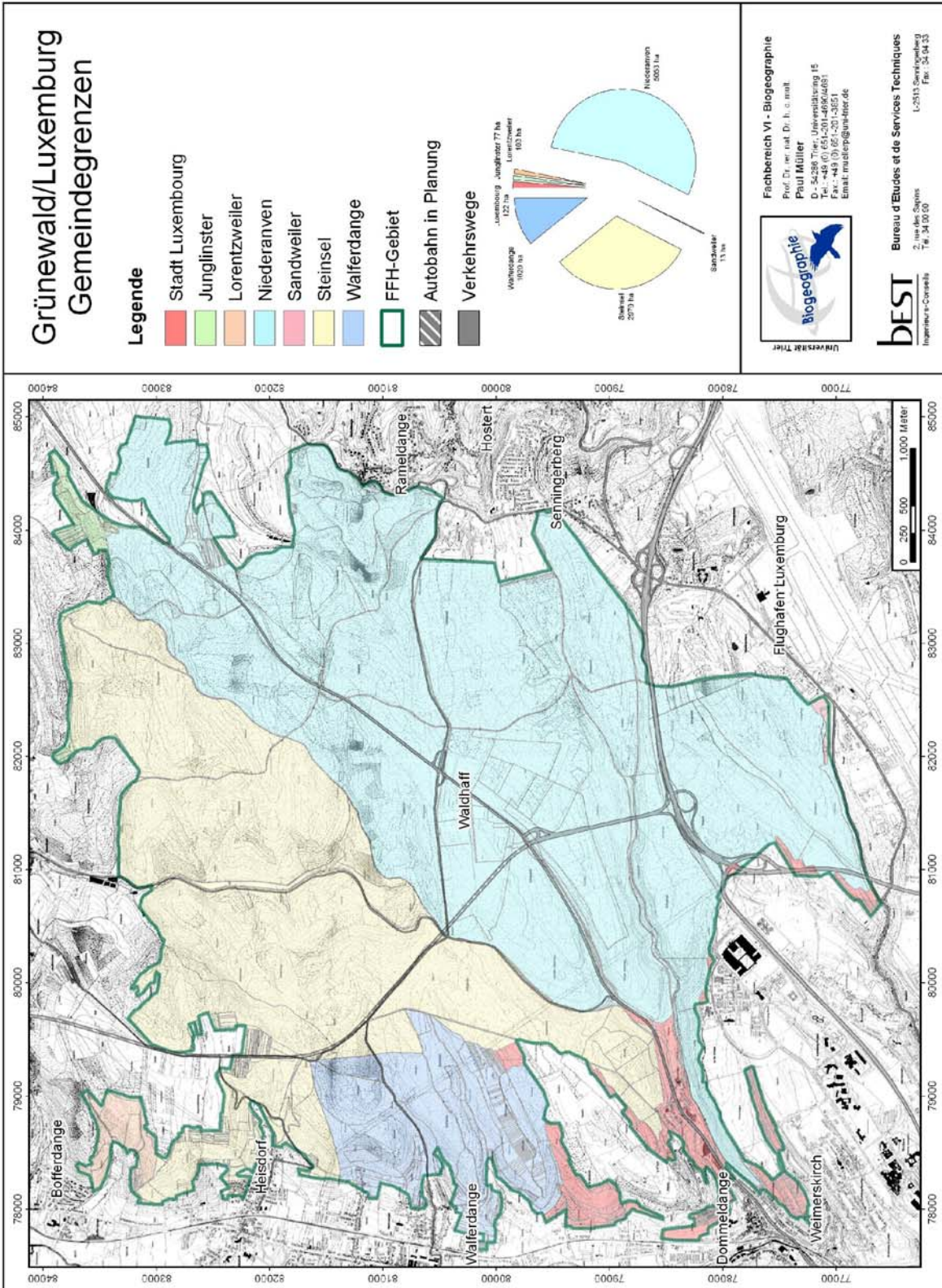
„Die Wald=Beamte und Förstere sollen ingleichen ihren Obrigkeiten untergeben, und unterworfen seyn, und von denenselben zu genauestem Vollzug dieser Befehle verhalten, diejenige aber, welche nicht Holtz-gerecht befunden wurden, oder sich nachlässig, oder gar untreu finden ließen, nicht nur des Dienstes, wie es die Obrigkeiten ohnehin berechtiget seyn, entsetzet, und entlassen, sondern wohl gar, noch Gestalt der Dingen, ihnen auch das Recht der Waidmannschaft untersaget, und benommen werden.“

Die französischen Forstgesetze der Revolutionszeit und das luxemburgische Forstgesetz von 1840 führten zu einer „Liberalisierung“, mit dem Ergebnis, dass um 1870 die Wälder Luxemburgs um 20 % geschrumpft waren. Zu dieser Politik passte es, dass 1848 rund 679 Hektar des Grünewaldes von der luxemburgischen Regierung zum Verkauf angeboten wurden. Zuvor hatte sich der Oberförster Dumont gegen einen vorzeitigen Holzeinschlag gewehrt. Da sich 1848 kein zahlungskräftiger Interessent für den Wald fand, erwarb ihn König-Großherzog Wilhelm der II. In den folgenden Jahren kaufte allerdings die staatliche Forstverwaltung große Teile des Grünewaldes wieder zurück.

Durch ministeriellen Beschluss vom 29. April 1966 wurden große Teile des Grünewaldes zum „nationalen Kulturdenkmal“ erklärt. Aber erst 2002 wurden einzelne Naturschutzgebiete ausgewiesen (Kuebeberg 26. März 2002). Erst durch die Ausweisung des Grünewaldes als **FFH-Gebiet (Site LU 0001022; 21.7.1997)** dürfte seine Existenz, trotz aller Flächennutzungsansprüche an seinen Rändern, für die Zukunft gesichert sein.

Allerdings ist der Grünewald kein abgeschlossenes System. Von zahlreichen Außenfaktoren wird er beeinflusst und unterschiedliche Störfaktoren wirken auf die Biota im Inneren und an seinen Rändern.

Das FFH-Gebiet Grünewald liegt heute auf dem Gebiet von 7 Gemeinden (vgl. nachfolgende Abb.), für die das FFH-Gebiet Grünewald naturgemäß Chancen aber auch Einschnitte bedeuten kann.



3. Rezente anthropogene Einflussfaktoren auf die Tier- und Pflanzenarten des FFH-Gebietes

Was wir **als störend empfinden** und in zahlreichen Gesetzen und Richtlinien (z.B. Bundesimmissionsschutzgesetz; TA-Lärm; TA-Luft) europaweit definiert haben, muss für viele Tier- und Pflanzenarten noch lange keine „Störung“ sein. Sofern mit der Art der „Störung“ keine Gefahr verbunden ist, passen sich z. B. viele Tierarten sehr rasch auch an den Geschosslärm auf den Truppenübungsplätzen, den Lärm startender und landender Flugzeuge oder den Verkehrslärm an (vgl. u.a. KRAUSMAN und HARRIS 2002, KRAUSMAN, WALLACE, HAYES und DEYOUNG 1998, MAIER, MURPHY, WHITE und SMITH 1998, WEISENBERGER, KRAUSMAN, WALLACE, DEYOUNG und MAUGHAN 1996).

Rehe lassen im Grünwald am Dickungsrand Jogger und Reiter vorbeiziehen. Sie wissen auch zu unterscheiden zwischen kleinen, kurzläufigen und schnellen, hochläufigen Hunden. **Wesentlich ist, dass Tiere in ihren Aktionsräumen auch Fluchthabitate benötigen, in die sie sich bei Störungen zurückziehen können.** Allerdings ist jede Fluchtbewegung mit Energieaufwand verbunden.

3.1. Einflussfaktor Straße

Ein Blick auf die Siedlungs- und Straßenkarte zeigt, dass der Grünwald schon längst nicht mehr das größte zusammenhängende, naturnahe Waldgebiet Luxemburgs ist. Im Süden, Südosten und Westen ist das „FFH-Gebiet-Grünwald“ weitgehend eingeschlossen von Siedlungen, der Autobahn Luxemburg-Trier und dem Flughafen; im zentralen Teil zerschnitten von stark befahrenen Straßen (Luxemburg-Junglinster-Echternach; Luxemburg-Stafelter-Burglinster) und der neuen Nord-Autobahn. Planungen im Bereich des Flughafens deuten an, dass Vorstellungen in Planungsbüros vorliegen, die weitere Einschnitte erwarten lassen. Das gilt insbesondere dann, wenn die von einer Arbeitsgruppe des Innenministeriums zum „Plan d’occupation du sol“ vorgeschlagene Verlagerung der bestehenden N1 in Richtung Grünwald erfolgen sollte („Ce tableau montre que l’augmentation des surfaces d’exploitation de la solution de base pare rapport à la variante se fait exclusivement auf détriment du massif foresties du Grünwald“).

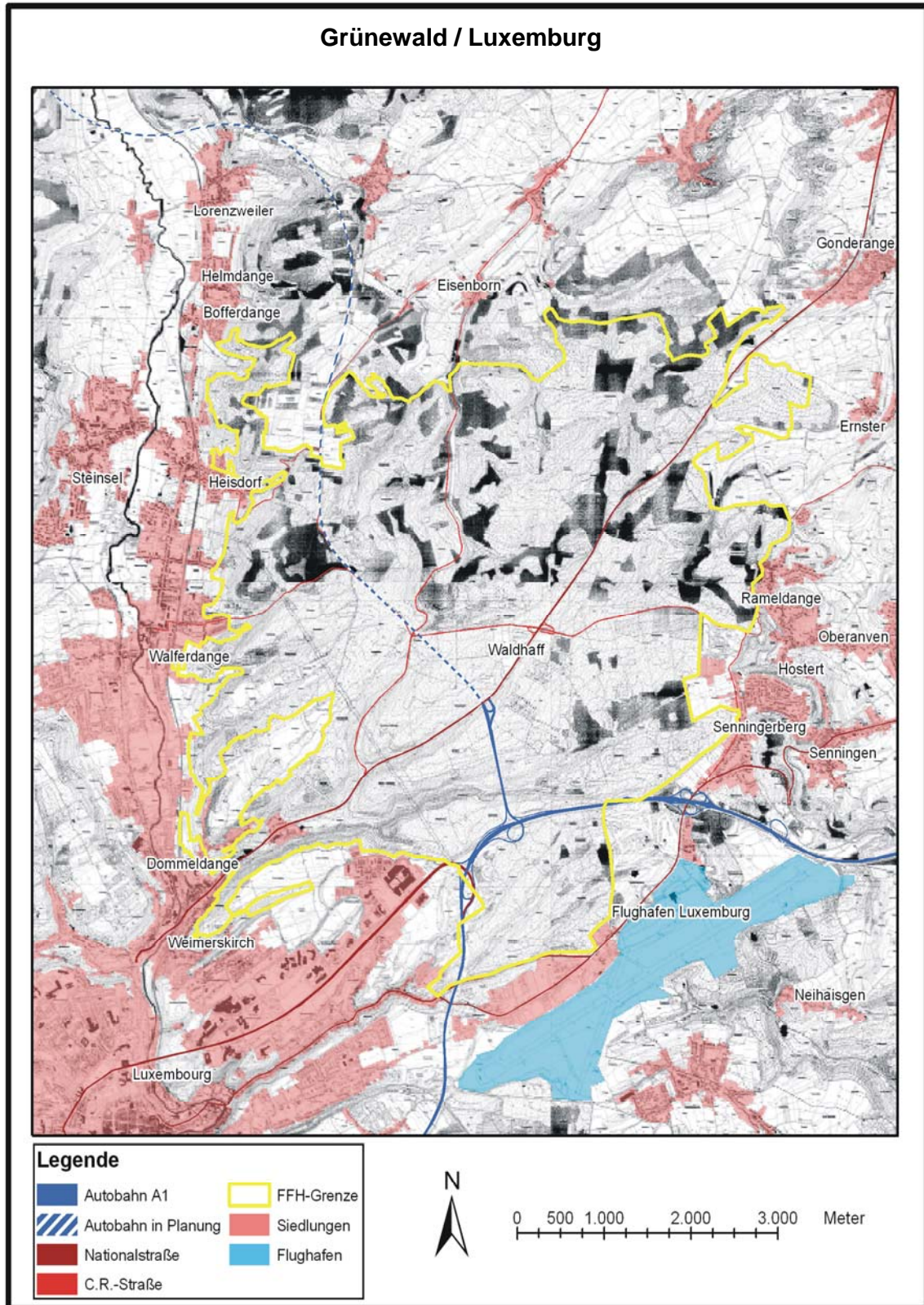
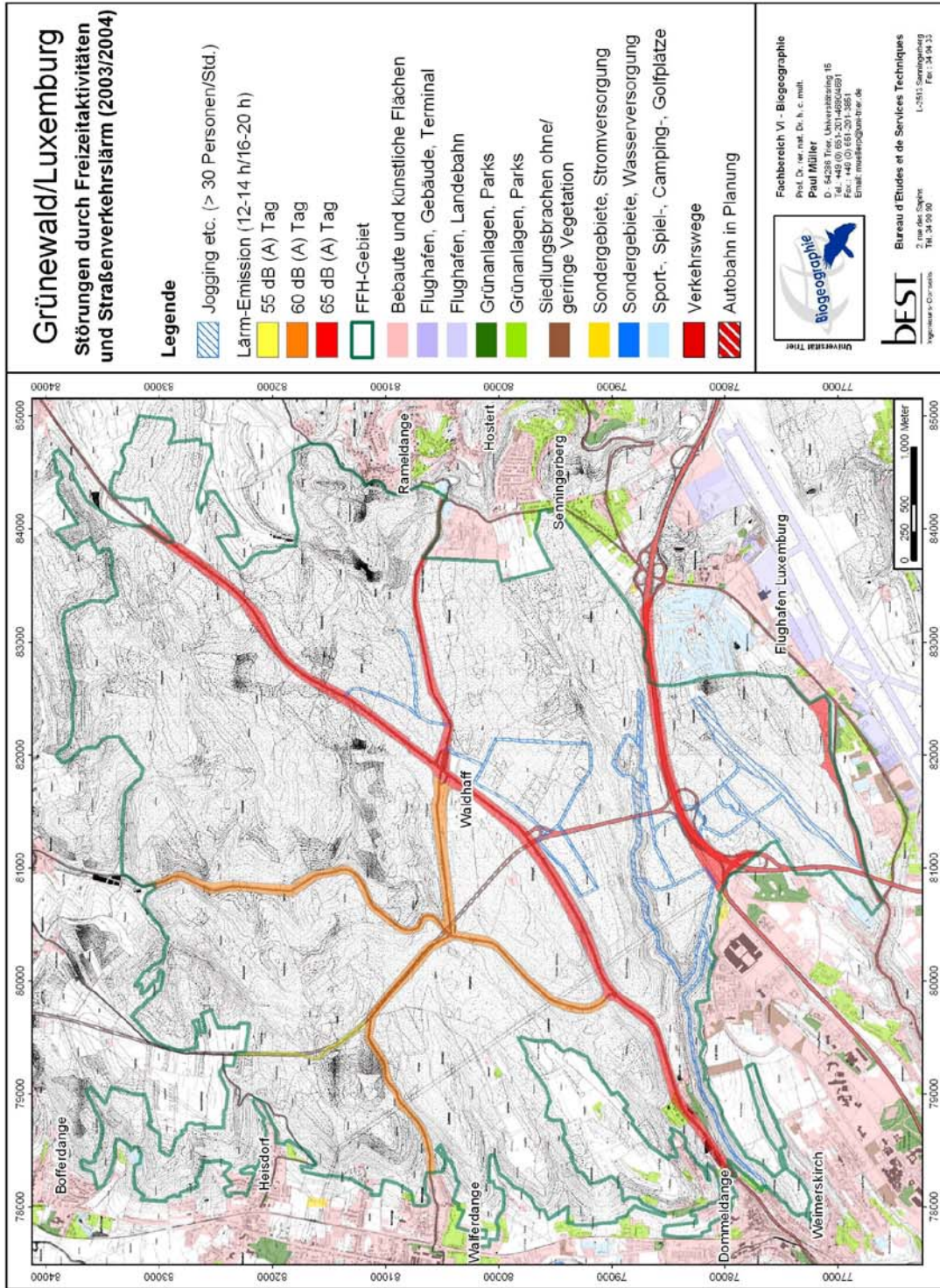


Abb.: Das FFH-Gebiet Grünwald und die für die meisten Biota wichtigen Ausbreitungsbarrieren (u.a. Siedlungsraum, Autobahn, Flughafen) und Schnellstraßen-Verbindungen



**Abb.: Äquivalente Dauerschallpegel (Tagesspiegel) im FFH-Gebiet
Grünwald gemessen in der Vegetationsperiode 2003**

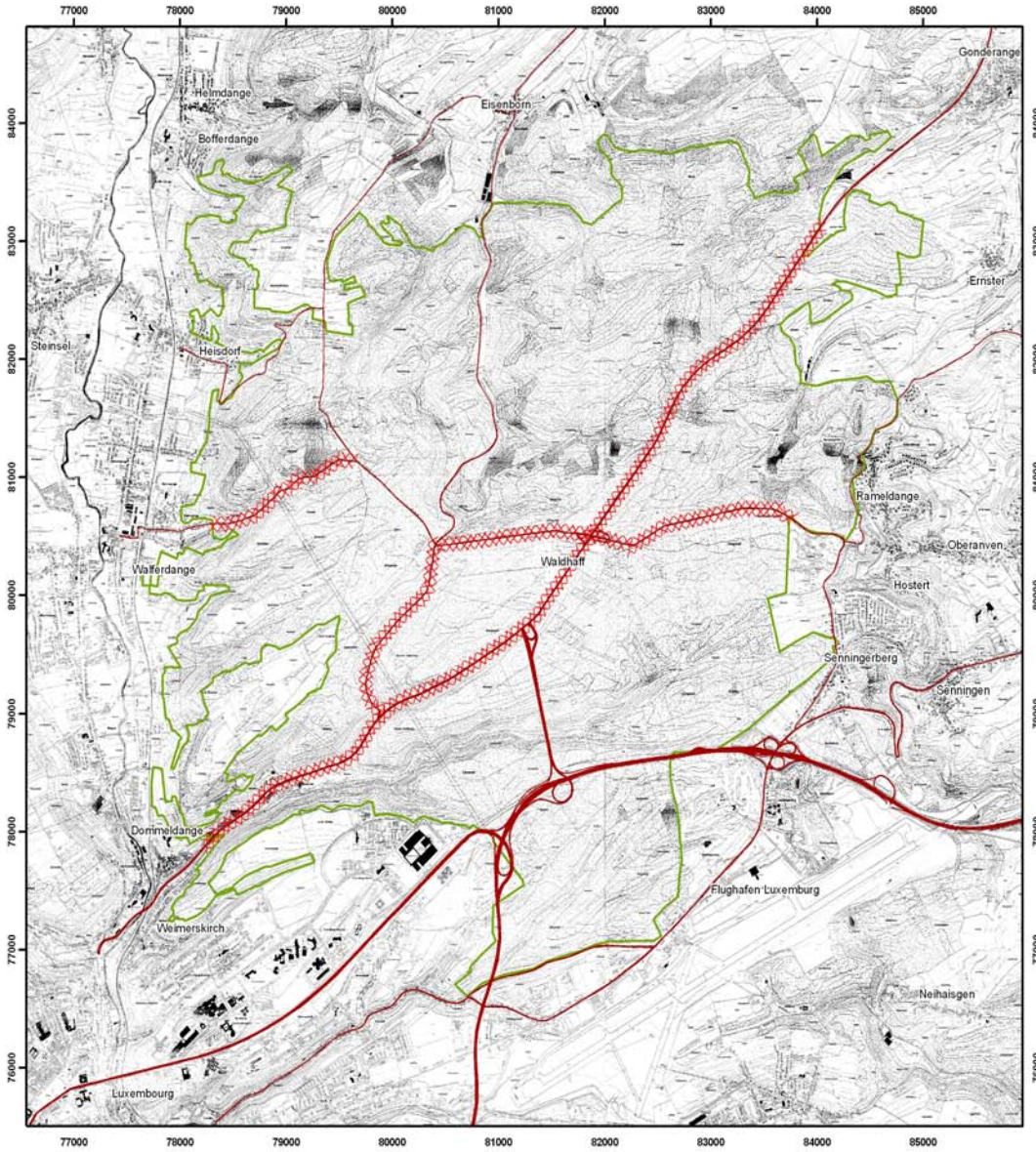
Die Straßen-Ausbauprojekte der letzten Jahre und die Zunahme des Straßenverkehrs haben einerseits zu einer lokalen Verinselung der Tierpopulationen geführt, andererseits stieg auf den nichtgezäunten Flächen die **Tierunfallgefahr** erheblich an.

Das FFH-Gebiet Grünewald und alle Wildtiere, als ein Faktor der Waldlebensgemeinschaft, werden durch Zerschneidungs- und Störeffekte der Verkehrsstrassen sowie den Straßenverkehr geprägt und beeinflusst. Bei mehreren nächtlichen Kontrollbeobachtungen mit Nachtsichtgeräten konnten wir feststellen, dass Rehe den Grünstreifen beiderseits der Straßen insbesondere nach Luxemburg-Echternach als **Äsungstraße** benutzen. Verkehrsunfälle sind vorprogrammiert.

Gerade um diese Wildunfall-Schwerpunkte zu reduzieren, muss die Attraktivität dieser „Äsungstrassen“ beseitigt werden, auch durch Verlagerung der Äsungsattraktivität in die geschützteren Bereiche des Untersuchungsgebietes.

Auf die umweltpolitisch stark kritisierte Nord-Autobahn trifft das allerdings nicht zu, da zahlreiche Tunnel und Überführungen einen Populationsaustausch ermöglichen und auch von Reh- und Schalenwild genutzt werden, und die Autobahnstraße im Endausbau wildsicher eingezäunt sein wird. Allerdings wird die Einzäunung kleineren Arten (u. a. Fuchs, Dachs, Marder) nichts nutzen. Auch derzeit zeigt sie noch erhebliche Sicherheitslücken, was u. a. sowohl 2003 als auch 2004 Wildunfälle mit Schwarzwild im Grenzbereich mit der Autobahn Luxemburg-Trier belegen.

Grünwald/Luxemburg Tier-Unfall-Schwerpunkte an Straßen

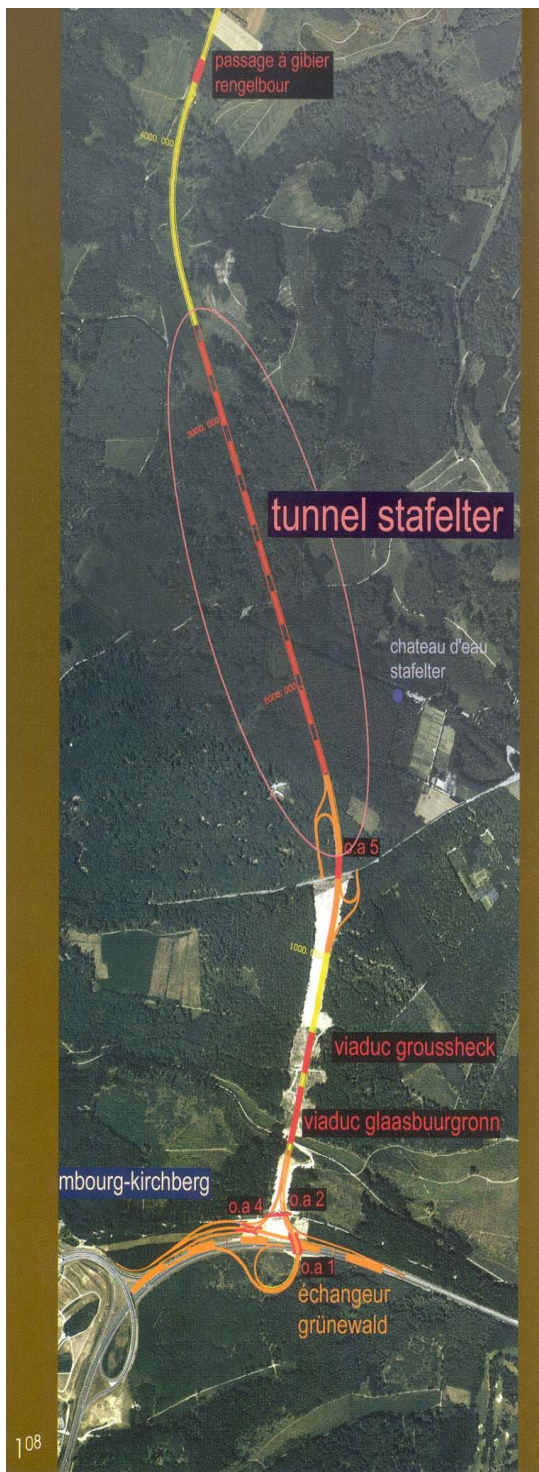


Legende

-  Verkehrswege
-  FFH-Grenze
-  Tierunfälle

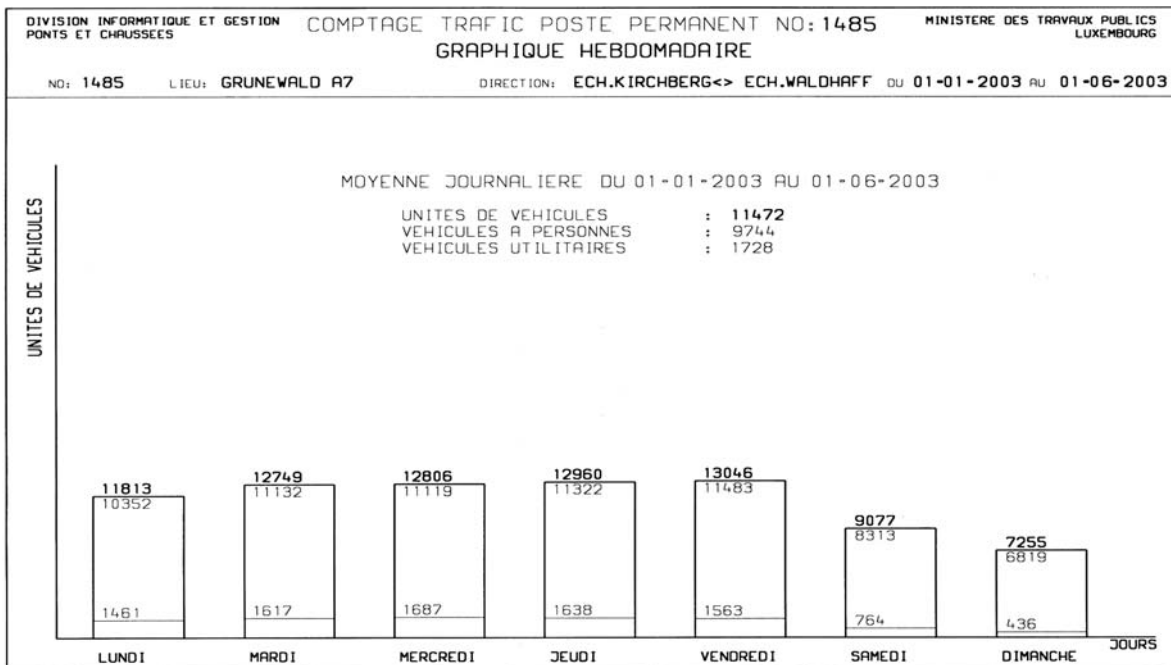


0 1.000 Meter



Auch wenn man die „Zerschneidung“ des Grünewaldes durch die Nordtrasse aus unterschiedlichen ökologischen Gründen beklagen muss, so kann doch festgestellt werden, dass die Anlage von Tunneln, Viadukten (Grousheck, Glaasbuurgronn) und Grünbrücken (Rengelbour) für die meisten Tierarten zu erträglichen Lösungen führten. Unsere Untersuchungen unter den Viadukten von Grousheck und Glaasbuurgronn zeigten, dass u.a. Rehwild unter den Viadukten durchzieht und die dortige Ruderalvegetation äst. Da die übrigen Autobahntrassen wildsicher eingezäunt sind, kommt es auf den Autobahnen nur in Einzelfällen zu Wildunfällen. Das ist jedoch völlig anders bei den Schnellstraßen.

Verkehrszählungen auf der N11 bei Dommeldange zeigen, dass im langjährigen Mittel (1994 bis 2002) täglich über 10.000 Kraftfahrzeuge diese Straße nutzen. Spitzenbelastungen zeigen eine typische Zweigipfeligkeit. Spitzenwerte treten täglich um 8.00h (844 und 884) auf. Am Messstandort Grünewald A7 (Richtung Ech. Kirchberg / Ech. Waldhoff) übersteigen in der Zeit von 1. Januar bis 1. Juni 2003 die durchschnittlichen Tageswerte am Freitag sogar 13.000 Kraftfahrzeuge.



Wesentlich erscheint uns, dass in Zukunft im gesamten FFH-Gebiet Grünewald die Tier-Verluste durch den Straßenverkehr zentraler als bisher dokumentiert werden sollten. Alle Unfälle mit Schalenwild (auch die nicht versicherungsrelevanten) sollten zentral erfasst werden, um zu einer mittel- und langfristigen Reduktion von Tierunfällen zu kommen.

Darüber hinaus ist es wesentlich, dass für alle Invertebraten und Amphibien eine Unterwanderung der stark befahrenen Straßen durch entsprechende Baumaßnahmen gesichert werden muss. Anuren wandern bekanntlich nicht nur im Frühjahr zu ihren Laichplätzen über die Straßen. Auch die Sommerverluste sind z.T. außerordentlich hoch, werden jedoch häufig nicht dokumentiert.

3.2. Einflussfaktor Siedlungsbebauung

Baustrukturen und Bauvorhaben können in unterschiedlicher Weise die Entwicklungsziele des FFH-Gebietes Grünewald beeinflussen. Lebensraumeinschnitte u. a. durch Bodenverdichtung, Strukturveränderungen, Emissionen und als indirekte Folge Verstärkung des Verkehrs und Zunahme des Besucherdruckes sind nur einige Hinweise auf direkte und indirekte Folgen.

Da für das FFH-Gebiet ein generelles „**Verschlechterungs-Verbot**“ besteht besitzen auch die Gemeinden im Umfeld des FFH-Gebietes eine besondere Verantwortung. Das gilt insbesondere für folgende Randlagen im Westen des FFH-Gebietes:

- Bofferdange: Grenzlage zum Millebiert
- Heisdorf: Grenzlage zum Grobiert und Gretsche (bei dieser Gemeinde bedarf die Grenzziehung zum FFH-Gebiet einer Überprüfung)
- Helmrange: Grenzlagen zum Faulseng, Gipskaul
- Walferdange: Grenzlagen beim Hiel und Aessen
- Dormeldange: Grenzlagen zum Bloebiert

Zentrales Anliegen einer sachgerechten FFH-Entwicklungspolitik muss jedoch die Beruhigung der zentralen Kerngebiete des Grünewaldes sein. Hier kommt der sachgerechten Entwicklungsplanung von **Waldhaff** eine besondere Bedeutung zu. Die z. T. renovierungsbedürftigen Gebäude, die sich in der Nähe eines luxemburgischen Militärgeländes (Munitionsdepot) und der stark befahrenen N 11 (nördlich der Straßenkreuzung N 11/CR 126 Stafelter – Senningerberg) befinden, sind derzeit teilweise vermietet und werden von der Naturschutzadministration genutzt. Da sich direkt westlich ein forstlicher Pflanzgarten anschließt, südlich daran eine offene Ruderalfläche, bietet sich dieses zentral gelegene Gebiet als **Naturschutz-, Bildungs- und Administrations-Zentrum** in besonderer Weise an. Hier könnten nicht nur notwendige Monitoring- und Forschungsvorhaben organisatorisch vernetzt werden, sondern insbesondere für die Öffentlichkeit notwendige Informations- und Bildungsarbeiten konzentriert werden. Dazu würde auch die Anlage von Gehegen für regionaltypische, zwischenzeitlich aber ausgestorbene oder extrem seltene oder schwer im Freiland zu beobachtende Tierarten gehören. Dazu gehören insbesondere folgende Arten, deren

Rückbürgerung nach bisher gemachten Erfahrungen in anderen Gebieten möglich ist:

1. **Corvus corax (Kolkrahe)**

Die Art ist in Luxemburg als Brutvogel verschwunden. Rückbürgerungen im Nordsaarland (seit 1990; vgl. MÜLLER und ELLE 2001: Zur Wiedereinbürgerung des Kolkrahen (*Corvus corax*) im Saarland. *Charadrius* 37: 112 - 115).

Bei dieser Art kann auch an eine Rückbürgerung im Grünewald gedacht werden, die von einer Auswilderungsvoliere auf dem Gelände Waldhaff erfolgen könnte.

2. **Felis sylvestris (Wildkatze)**

Die Art, die in Hunsrück und Eifel noch sehr starke Populationen aufweist, kann sehr gut in Volieren gehalten und einem interessierten Publikum gezeigt werden. Sie ist keineswegs streng an Wälder gebunden. Insbesondere die stark befahrene N 11 durch den Grünewald dürfte jedoch für freilebende Wildkatzen heute entscheidender Hauptmortalitätsfaktor sein.

Hinzu kommen andere Arten, die der Besucher in einem Waldgebiet erwartet, häufig jedoch nicht zu sehen bekommt (u. a. Rotwild, Schwarzwild), aber auch die beiden größten Herbivoren, die im Freiland in Mitteleuropa nur noch als „Freilandexperimente“ oder als domestizierte Form zu sehen sind, der Wisent und der Ur- oder Auerochse. „Rückgezüchtete“ Ur- oder Auerochsen werden ähnlich wie Highland-Rinder oder Heckenrinder an verschiedenen Standorten zur Landschafts- und Biotopgestaltung gezielt eingesetzt. Das gilt auch für den Wisent. Es bleibt die Frage zu diskutieren ob nicht südlich von Waldhaff ein mindestens 40 ha großes Wisentgatter eingerichtet werden könnte, um in einem Mosaik aus Wald, Offenland und Feuchtfächen die Wirkungsweise dieser großen Herbivoren genauer zu untersuchen (vgl. Wildgatter im nördlichen Teil des Grünewaldes). Eine Grenze des Gatters könnte die N 11 bilden, wodurch deren negative Wirkung auf die frei lebende Tierwelt gesteuert werden könnte.

Neben den Tierarten könnte von Waldhaff ausgehend ein **Waldlehrpfad** eingerichtet werden, der sowohl das östlich von Waldhaff gelegene **Arboretum** und die

internationale **Wald-Ökosystem-Forschungsparzelle** als auch den Pflanzgarten integrieren könnte.

Der Ausbau von Waldhaff zum Öko-Informationszentrum bedeutet naturgemäß auch den Aufbau einer notwendigen Infrastruktur (u. a. Toiletten), die allerdings auch mit einem nordwestlich an der Kreuzung der CR 126 und N 11 gelegenen Restaurant gelöst werden könnte. Hier muss jedoch ein kreuzungsfreies Fußgänger-Wegesystem entwickelt werden, da die N 11 nicht nur für Wildtiere ein Mortalitätsfaktor darstellt. Der Aufbau eines Öko-Informationssystems muss Hand in Hand mit einer gezielten Besucherlenkung gehen. Da beim Besuchen eines Öko-Informationszentrums ein sensibler Umgang mit der Natur als Grundeinstellung vorausgesetzt werden kann, dürften mögliche Belastungen gering sein und dem FFH-Gebiet Grünwald indirekt wieder zugute kommen. Jede andere personenintensive Nutzung der Gebäude von Waldhaff sollte vermieden werden. Das gilt auch für die Nutzung des Gebietes als „**Centre d'accueil pour réfugiés**“

Die Nutzung anderer Gebäude im FFH-Gebiet (u. a. Stafelter) sollten einer sorgfältigen Kosten-Nutzen-Analyse unterzogen werden. Insbesondere die Betriebskosten gestatten keine idealisierten Handlungsoptionen. Deshalb sollten privaten Nutzungen (u. a. Restaurantbetriebe) **aus Kostengründen** Vorrang eingeräumt werden.

3.3. Einflussfaktor Stoffeinträge

Unterschiedliche Immissionen von unterschiedlichen natürlichen Emittenten und durch anthropogene Flächennutzungen beeinflussen seit Jahrzehnten über nasse und trockene Depositionen den Grünwald.

Die mittleren Niederschläge lagen im Grünwald zwischen 1994 bis 2000 bei 944 mm, bei jahreszeitlich großen Schwankungen (1996 = 683 mm; 2000 = 1181 mm). Durch sie wurden durchschnittlich u.a. 3,2 kg / ha / Jahr Calcium (Ca^{++}) in die Wälder eingetragen, was jedoch nicht ausreicht, der Versauerungstendenz in schwach gepufferten Waldböden entgegenzuwirken.

Eine Analyse atmosphärischer Einträge in das Untersuchungsgebiet (vgl. S. CECCHINI, ONF, DT-RD, April 2002) zeigt, dass seit 1994 die Konzentrationen von Schwefel (S / SO_4) oder Chlorverbindungen (Cl) zwar kontinuierlich zurückgingen, die Ammonium⁻ (N-NH_4^+) und die Stickstoff-Konzentrationen (N-NO_3^-) jedoch erheblich schwankten.

Naturgemäß sind alle Tier- und Pflanzenpopulationen davon betroffen. Da Rückstände im Wild als Nahrungsmittel von Interesse sind für den Verbraucher, gleichzeitig aber u. a. das Rehwild ein idealer Integrator für unterschiedliche Stoffeinträge ist, wird von uns der Vorschlag unterbreitet in Zukunft neben der Erfassung von Wildverbiss und der sorgfältigen differenzierten Erfassung von Wildstrecken auch ein Monitoring wichtiger Umweltchemikalien im Wild durchzuführen und Teilproben für retrospektive Analysen in einer noch zu etablierenden **Umweltprobenbank für das FFH-Gebiet Grünwald** zu hinterlegen. In Flüssigstickstoff können definierte Proben jahrzehntelang gelagert werden und nicht nur einzelne Chemikalien sondern ebenso Pathogene oder genetische Veränderungen können nach Bedarf überprüft werden (Näheres in MÜLLER et al. 1996, 2002).

Um Wildtiere erreichende Stoffeinträge erfassen zu können wurde im Jahre 2003 eine **Probenahme-Richtlinie für Rehe im Grünwald** nach den Erfahrungen der deutschen Umweltprobenbank erstellt und ihre praktische Umsetzung auch erprobt.

Nach den Richtlinien der Umweltprobenbank der Bundesrepublik Deutschland wurden in der Vegetationsperiode 2003 erstmals Organproben von Rehen im Grünewald gesammelt und analysiert. Entsprechende Probenahme-Richtlinien und Sammelgefäße wurden der Forstverwaltung zur Verfügung gestellt. Die Analysen wurden im Institut für Biogeographie der Universität Trier durchgeführt.

Stichprobenartige Leberproben der Reh- und auch Wildschweinpopulationen im Grünewald bieten nicht nur Einblicke in die „Rückstandssituation“ von Wildtieren, sie ermöglichen auch Einblick in ein reales und potentiell Krankheits- und Seuchenrisiko. Das wurde in den letzten Jahren insbesondere durch Untersuchungen der Arbeitsgruppe FRÖLICH (Berlin) sichtbar (vgl. u.a. FRÖLICH 1995, 1996, FRÖLICH und HOFMANN 1995, FISCHER, WEILAND und FRÖLICH 1998, FRÄLICH und STREICH 1998, CAMPEN, FRÖLICH und HOFMANN 2001, FRÖLICH, LI und MÜLLER-DOBLIES 1998, FRÖLICH, CZU PALLA et al. 2000, FRÖLICH und FLACH 1998, FRÖLICH, KLIMA und DEDEK 1998).

Aus den gesammelten Leberproben können auch retrospektive Analysen über eine potentielle Seuchengefährdung abgeleitet werden. Im Zusammenhang mit Umweltkatastrophen oder Seuchenzügen (u. a. Tollwut, Klassische Schweinepest) wären die Leberproben ein ausgezeichnetes Referenzmaterial.

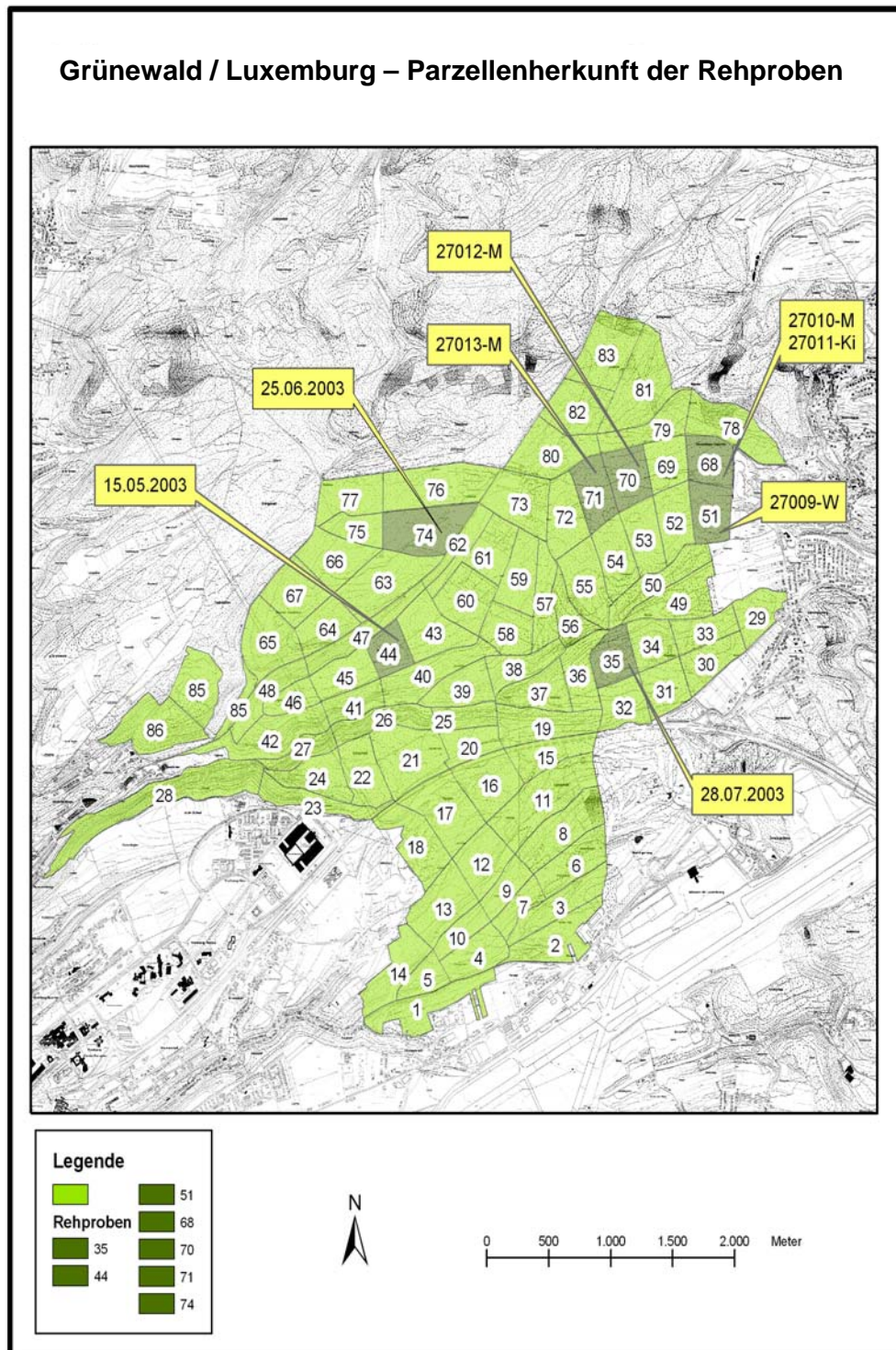
Aus dem Grünewald erhielten wir 5 Rehproben, die am 30.10.2003 geschossen wurden:

Nr.	Geschlecht	Alter	Gewicht (aufgebrochen)	Forstparzelle
CH 0027009	♀	ca. 2 Jahre	17	51
CH 0027010	♀	ca. 1 Jahr	15	68
CH 0027011	♀	ca. 7 Mon.	13	68
CH 0027012	♂	ca. 1 Jahr	15	70
CH 0027013	♂	ca. 2 Jahre	16	71

Hinzu kamen 3 weitere Leberproben vom Mai bzw. Juli 2003

Nr.	Geschlecht	Alter	Gewicht (aufgebrochen)	Forstparzelle
001 (15.5.03)	♂	1 Jahr	13	44
002 (26.5.03)	♂	1 Jahr	14	74
003 (28.7.03)	♂	1 Jahr	14	35

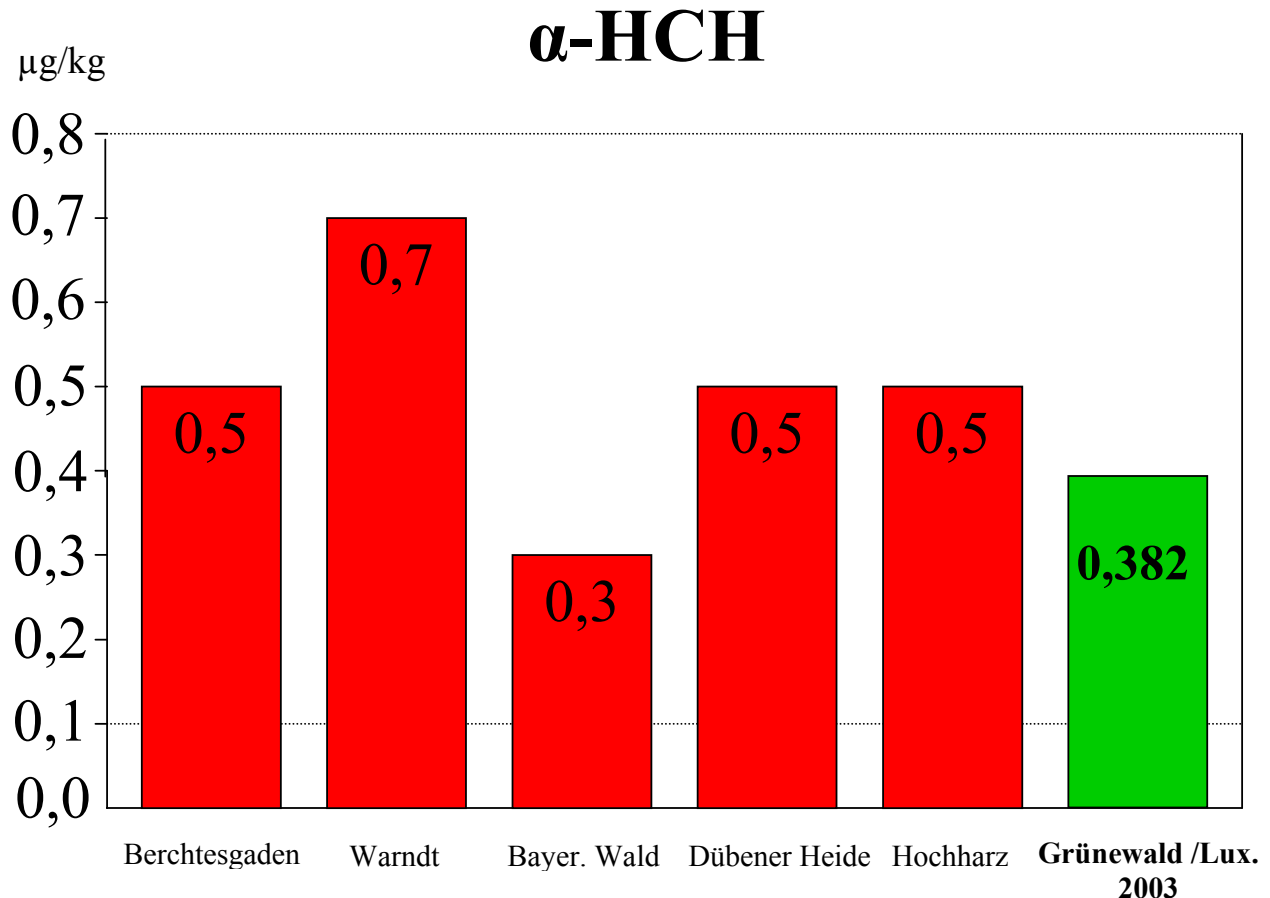
Abb.: Herkunft der Rehproben aus dem Grünwald im Jahre 2003

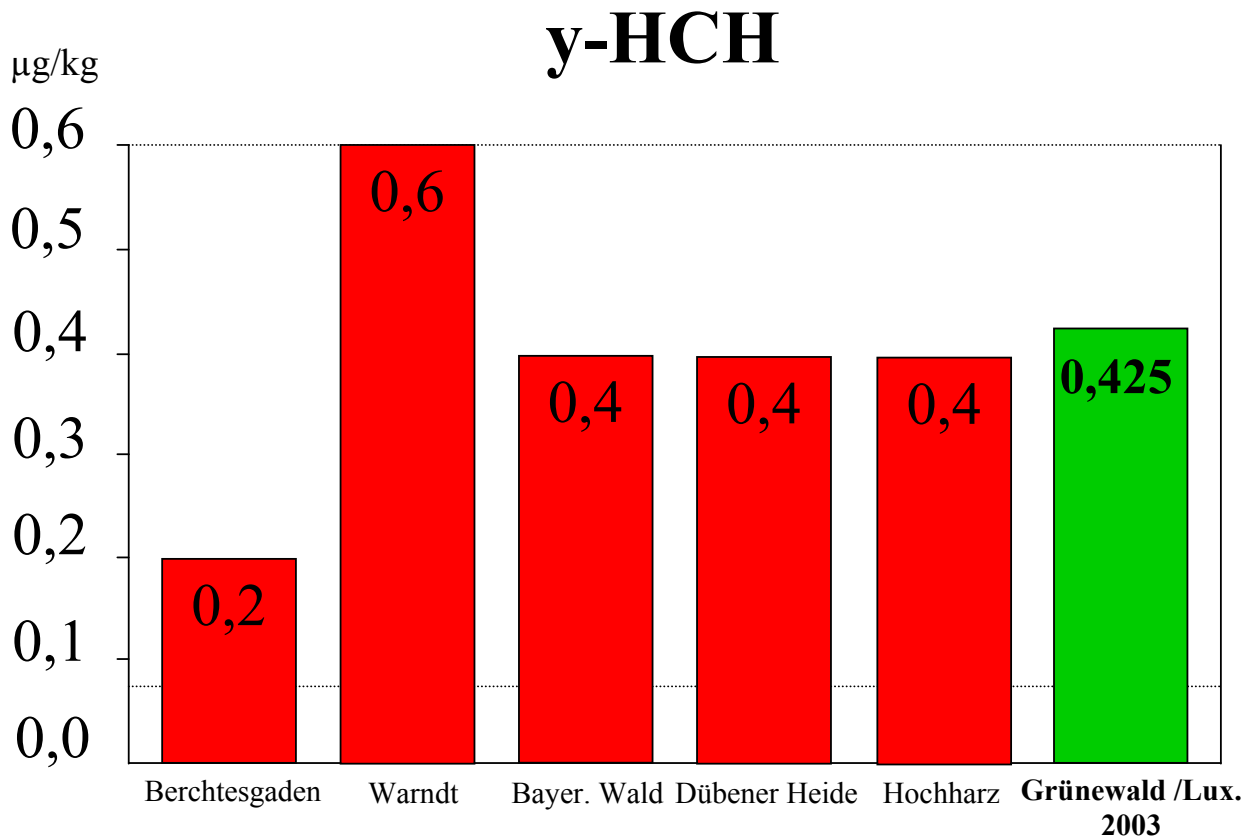
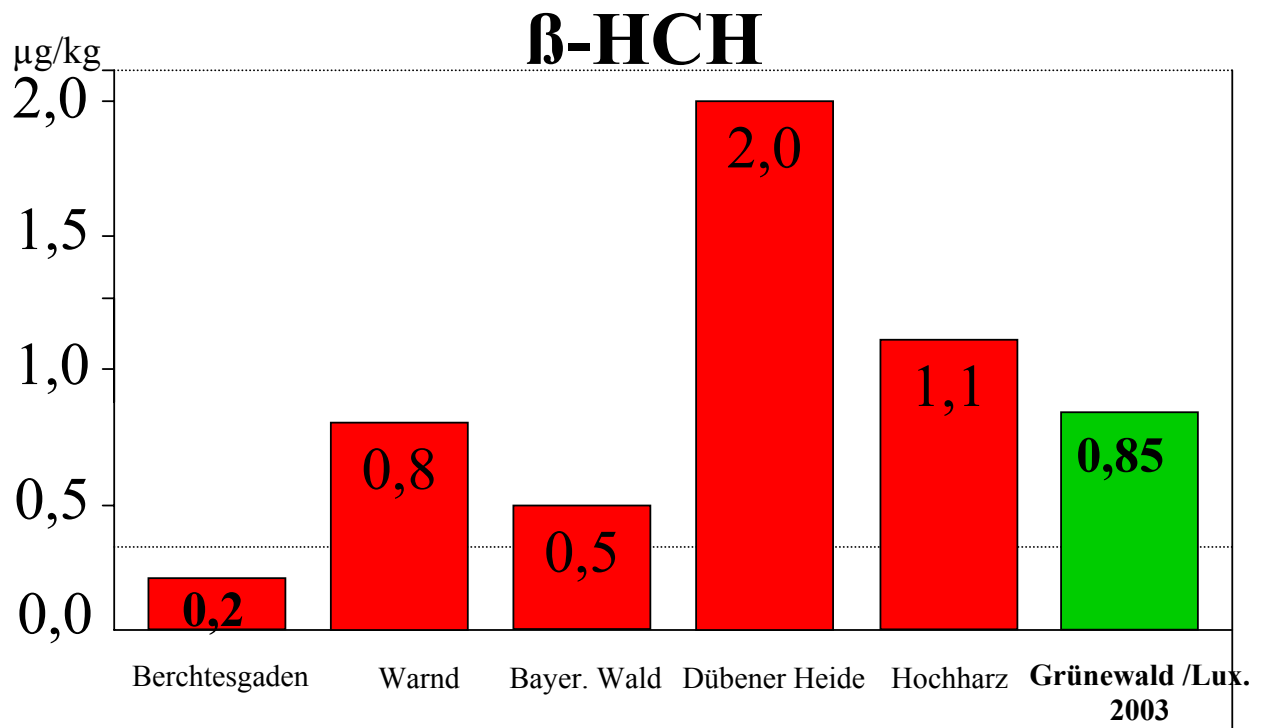


Die Probenahme verdeutlichte zunächst, dass das vorgeschlagene Verfahren im Grünewald durchgeführt werden kann.

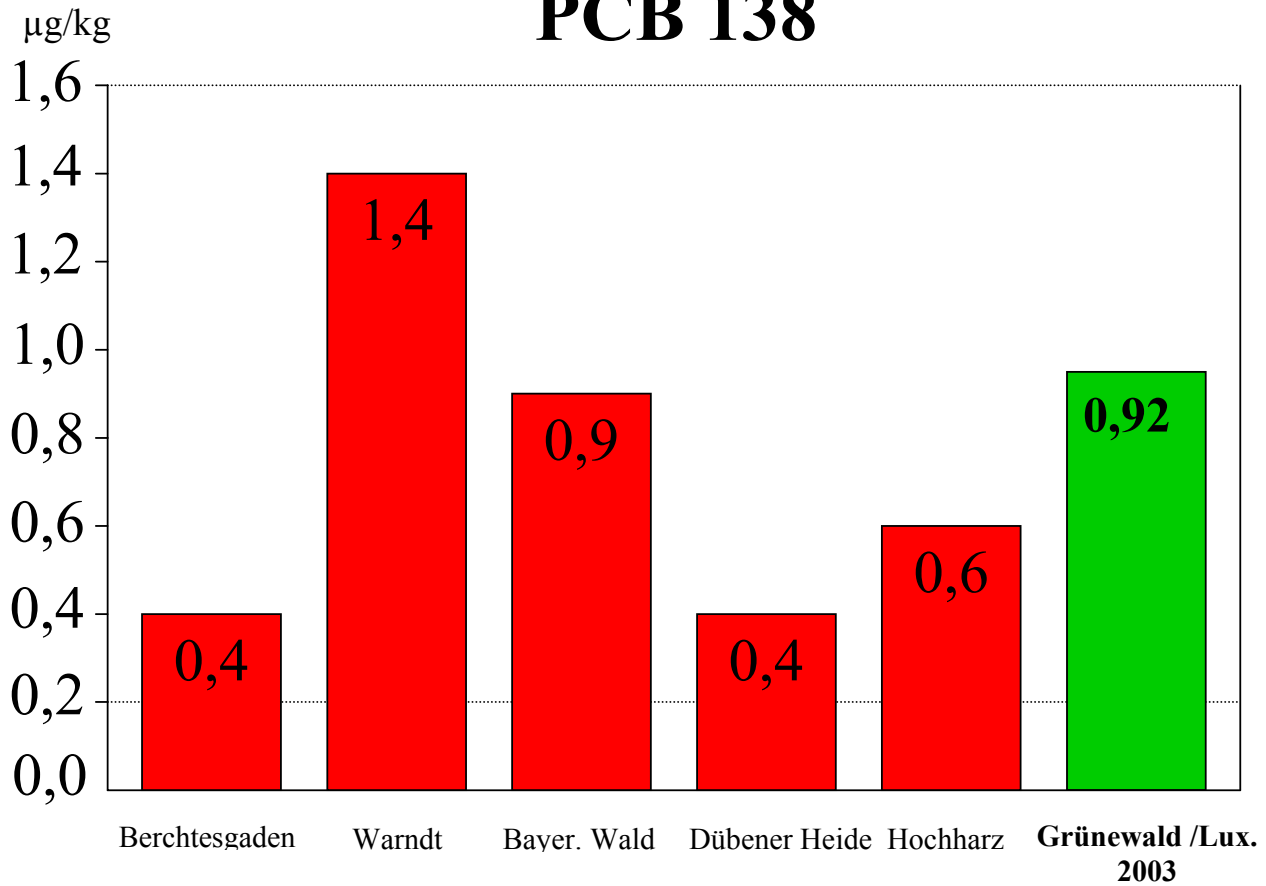
Eine Screening-Analyse auf verschiedene organische Kohlenwasserstoffe (u.a. α -HCH, β -HCH, γ -HCH, PCB 138, PCB 180, PCB 153) wurde mit Umweltprobenbank-Proben aus Berchtesgaden, dem Wandt, dem Bayerischen Wald, der Dübener Heide und dem Hochharz verglichen und zeigte, dass es gerechtfertigt ist die Entwicklung bestimmter Chemikalien, die Indikatoren der Flächennutzung der an das FFH-Gebiet Grünewald angrenzenden Gebiete sind, sorgfältig zu überwachen (vgl. folgende Abbildungen).

Abb.: Rückstände verschiedener Chlorkohlenwasserstoffe aus Lebern von Rehen aus dem Grünewald (2003; grüne Säule Mittelwert) im Vergleich zu Standorten der Umweltprobenbank der Bundesrepublik Deutschland (Berchtesgaden, Warndt im Saarland, Bayerischer Wald, Dübener Heide und Harz)

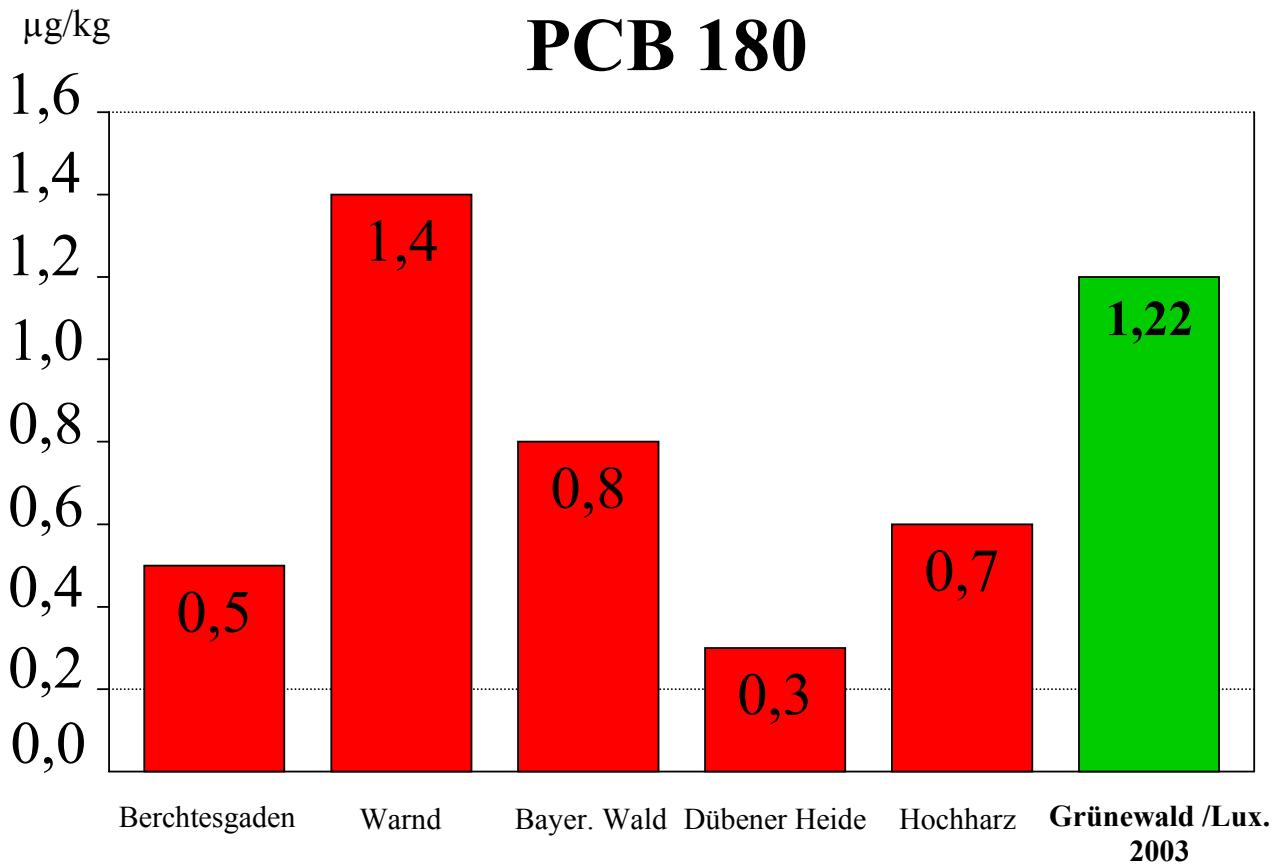




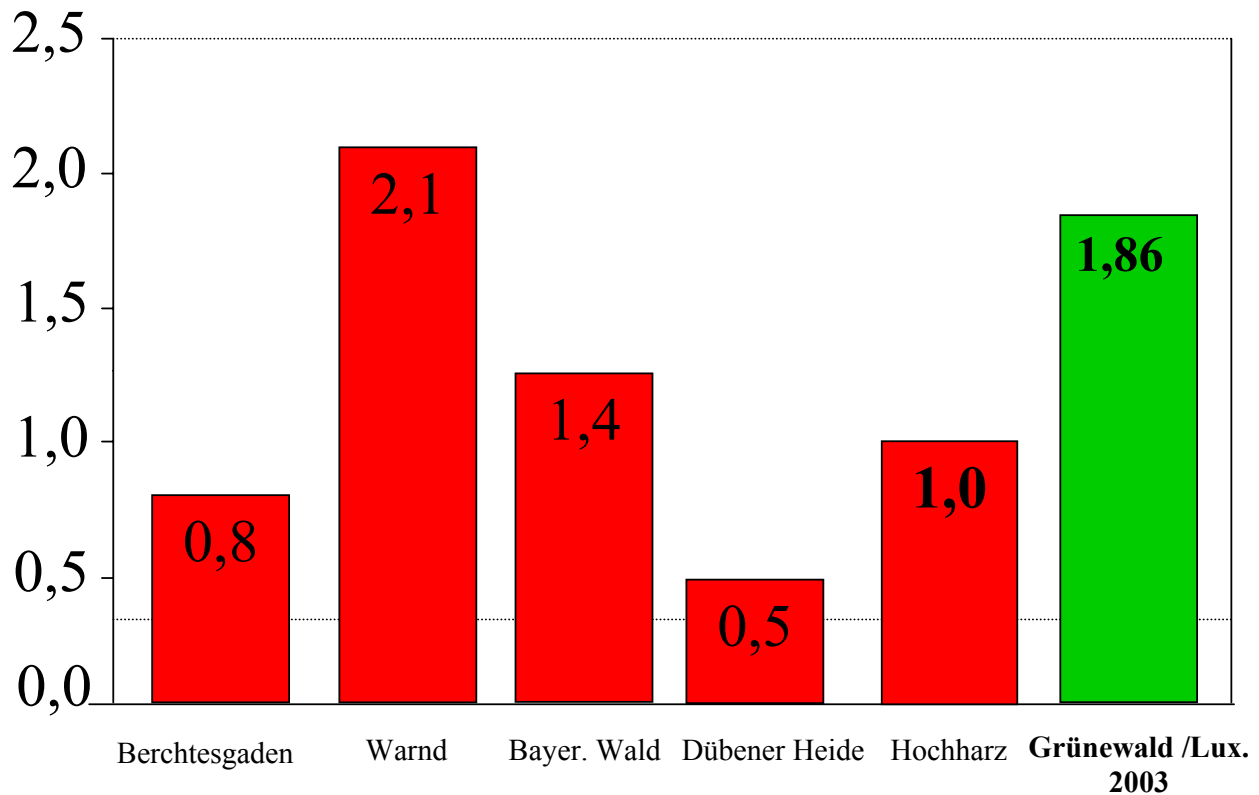
PCB 138



PCB 180



PCB 153

 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 

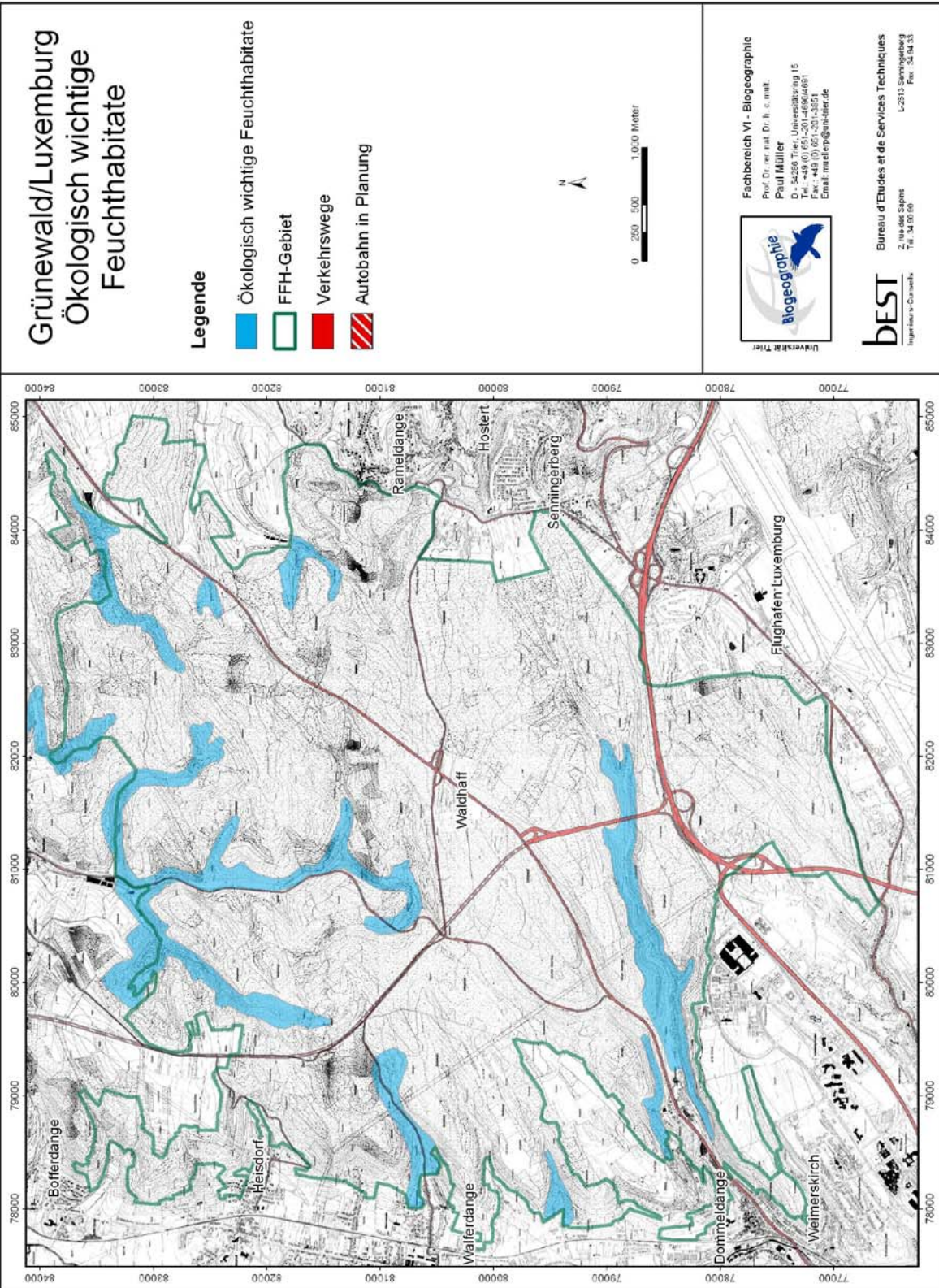
Die Rückstandswerte für die exemplarisch vorgestellten Chlororganischen Verbindungen belegen, dass der Grünwald keineswegs ein „Reinluftgebiet“ ist. Ein regelmäßiges Monitoring in Verbindung mit dem Wald-Monitoring-Programm der EG (vgl. CECCHINI 2002) ist im Rahmen der Berichtspflichten nach der FFH-Richtlinie sinnvoll und notwendig.

3.4. Einflussfaktor Wasserbelastung

Umgeben von Flächen mit intensiver, differenzierter Nutzung ist der Grünewald Immissionssenke und –filter. Zahlreiche Quellsysteme an seinen Rändern werden als Trinkwasser benutzt, und der Luxemburger Sandstein ist der wichtigste Grundwasserspeicher Luxemburgs. In der Chemie des Grundwassers spiegelt sich jedoch die oberflächennahe Flächennutzung wieder. Das wird besonders deutlich, wenn vergleichend die NO₃-Gehalte der Quelle der Weißen Ern (Schetzelbuer) mit dem Quellwasser von Lorentzweiler / Weissbach, Junglinster / Eschbour und Gonderange / Buchbour verglichen werden. Die Quelle der Weißen Ern erhielt ihren Namen („Schetzelbuer“) nach dem Eremiten Schetzel, der im 12. Jahrhundert in einer Höhle in Quellnähe auf dem Gebiet der Gemeinde Niederanven lebte. Auch heute könnte er das Quellwasser bedenkenlos genießen (vgl. nachfolgende Tabelle).

Tab: NO₃-Konzentrationen (mg/l) in Quellen im (Schetzelbuer) und am Rande des Grünewaldes (Landwirtschaftliche Flächennutzung) von 1993 bis 2003 (nach MÜLLER, WILLEMS und KRÜGER 2002, 2003, 2004).

Jahr	Schetzelbour (Grünewald)	Lorentzweiler / Weissbach	Junglinster / Eschbour	Gonderange / Buchbour
1993	-	57	74	71
1994	-	58	75	63
1995	-	63	76	72
1996	-	51	77	74
1997	-	38	62	68
Januar 1998	-	52	64	65
Oktober 1998	-	64	74	74
1999	-	66	75	73
Juli 2000	-	53	67	66
November 2000	18	55	67	65
August 2001	-	60	67	67
Dezember 2001	20	55	72	70
2002	18	55	92	73
2003	20	57	74	-
März 2004	17	-	-	-



Für die Oberflächengewässer sind jedoch Flächennutzungen in ihrem Umfeld von z. T. größerer Bedeutung. In einigen ganzjährig wasserführenden Mardellen und Quellaustritten erhöhen abgelagerte Stangenhölzer die Eutrophierungstendenz. In einigen Fällen ist die uferbegleitende Vegetation durch Coniferen-Anpflanzungen ersetzt.

Dem Habitat-Typus „Mardellen“ wurde bisher zu wenig Beachtung geschenkt. Bereits LUCIUS (1948) hatte auf die natürliche Entstehung der Mardellen in Luxemburg aufmerksam gemacht. Mardellen sind durch Gipslösung und Nachsacken der Oberfläche entstanden (BARTH 1996). Sie wurden auch als Nachsackungsdolinen oder „schleichende Erdfälle“ bezeichnet (LOUIS und FISCHER 1979). Mardellen bilden auffallende Landschaftselemente insbesondere im Lothringischen Schichtstufenland im Bereich der Ablagerungen aus der Zeit des Keupers/Lias und Doggers (SCHNEIDER 1996). Im Grünewald sind sie bei schwachen Oberflächenneigungen (zwischen 4 bis 5%) häufige Geländeformen, die z.T. auch im Jahre 2003 ganzjährig Wasser führten. Insgesamt wurden im Berichtszeitraum im Grünewald 37 Mardellen erfasst, deren ökologische Bedeutung jedoch sehr unterschiedlich ist.

Einige Mardellen sind mit dichten Lemna minor-Beständen während der Vegetationsperiode gekennzeichnet. In einigen Standorten tritt das Moos Amblystegium riparium auf. Carex elongata dominiert an vielen Wald-Mardellen (COUDERC 1978, COUTEAUX 1969, DANGIEN 1978, DANGIEN und DECORNET 1977, u.a.).

Die Mardellen im Grünewald sind auch von erheblicher Bedeutung für die Fauna. Hygrophile Arten sind an ihr Vorhandensein gebunden. Das gilt für viele Insekten- und Amphibien-Arten.

Die Mardellenstandorte im Grünewald besitzen eine hygrophile Käferfauna (u.a. Bembidion doris, Bembidion biguttatum, Agonum afrum, Europhilus fuliginosus, Carpelimus corticinus), die offensichtlich am reichhaltigsten dort ausgeprägt ist, wo ein ganzjähriges Wasserangebot vorhanden ist, die standorttypische Vegetation (vgl. SCHNEIDER 1996, SCHNEIDER und SCHNEIDER 1996) nicht zerstört und für die häufig phytodetriticolen Arten ausreichend tote Phytomasse abgelagert wurde.

Das gilt auch für die Amphibienarten. Bereits im Februar 2004 entdeckten wir in 7 Mardellen im Staatsforst, im März 2004 auch auf den Privatbesitzflächen des Herzogs von Luxemburg (9 Mardellen) den Laich von *Rana temporaria* und *Bufo bufo*. In Mardellen, die regelmäßig von Schwarzwild als Suhle benutzt wurden, fehlten allerdings Laichballen. Die Zahl der Laichballen von *Rana temporaria* schwankte zwischen 1-5, was kleine Laichgesellschaften indiziert. Gefährdet sind die Grasfroschpopulationen in den Mardellen nicht durch Fische, die dort fehlen, allerdings durch das Schwarzwild.

Auch zahlreiche Libellenarten benutzen die Waldmardellen als Jagd- und Laichhabitate, darunter die seltene *Lestes dryas* und *Lestes viridis* (GEREND 1988).

4-5°C Bodentemperaturen in 50 cm Tiefe sind die Auslöser für die Paarungswanderungen von **Bufo bufo** im Frühjahr. Typisch sind die Eischnüre. Im Grünwald fanden wir im Juni 2003 zwei Kröten, die von *Lucilia bufonivora* befallen waren.

Das Verbreitungsgebiet des **Springfrosches** (*Rana dalmatina*) zeigt bemerkenswerte Disjunktionen, die z.T. auf unzureichende faunistische Erfassung und Determinationsschwierigkeiten rückführbar sind. Die Art war bisher in Luxemburg nicht nachgewiesen. Neben den langen Hinterbeinen ist das vom Auge nur durch eine schmale 1-2 mm breite Brücke betrennte, fast die Größe des Auges erreichende Trommelfell artcharakteristisch. Lichte, gewässerreiche Laubmischwälder werden von der Art bevorzugt. Als Laichgewässer werden auch Mardellen im Wald genutzt. Die Laichgewässer sind nicht völlig beschattet, meist vegetationsreich und tiefer als 10 cm. Sonnenexponierte Uferbereiche sind wichtig. Die Weibchen heften ihren Laich an Wasserpflanzen oder Holzteile im Uferbereich ab. Obwohl die adulten Springfrösche wärmeliebend sind, sind sie ähnlich wie *R. temporaria* sehr kälteresistent, was zu jahreszeitlich sehr frühen Wanderungen (z.T. bereits im Januar) zu den Laichplätzen führen kann. Die Art ruft in der Dunkelheit und unter Wasser. Eine standortgerechte Waldbewirtschaftung mit Erhalt der Laubwaldbestände und ganzjährig wasserführenden, vegetationsreichen Mardellen ist für *Rana dalmatina* die wichtigste Schutzmaßnahme. Da besonnte Uferbereiche ebenfalls wichtig sind, sollten wo notwendig punktuelle Auflichtungen erfolgen.

In den Mardellen konnten wir auch nachweisen *Triturus alpestris*, *Triturus helveticus* und *Triturus vulgaris*. Dagegen ist der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) stärker an die feuchten, quellbachdurchzogenen Laubmischwälder gebunden.

Offene Flächen um die Mardellen werden häufig von der Waldeidechse besiedelt.

Lacerta vivipara ist neben *Anguis fragilis* die häufigste Reptilienart des Grünewaldes. An allen offenen Waldflächen, Wegeböschungen und besonnten Standorten im Hochwald kann man der Art begegnen.

3.5. Einflussfaktor Freizeit-Aktivitäten

Detaillierte vor Ort-Untersuchungen zu diesem Störfaktor-Komplex liegen für den Grünewald nicht vor. Es ist nicht ausreichend von der Zahl der Jogger, Spaziergänger, Hundehalter und Reiter auf „Störungen“ zu schließen. **Was z. B. manche Jäger beim Ansitz als Störungen empfinden, muss keine Störung für das anpassungsfähige Rehwild sein.** Aus Vergleichsuntersuchungen mit Herzpulsfrequenz-Messgeräten beim Rehwild wissen wir, dass ein nachhaltiger Störfaktor insbesondere von freilaufenden, hochläufigen Hunden ausgeht.

Bekanntlich kann auch die Jagd Störfaktor sein. Die Notwendigkeit von Intervalljagden (vgl. MÜLLER und BODE 1990, Rehwildrichtlinie für das Saarland) trägt dieser Tatsache z.T. auch Rechnung. Dort wo die Einzeljagd professionell ausgeführt wird, das heißt auch, wo das Wild den Zusammenhang zwischen Schusssknall und Lebensgefahr nicht lernt, besitzt die Einzeljagd kein höheres Störpotential als die Gesellschaftsjagd. Die Fleischqualität von Tieren, die vor dem tödlichen Schuss nicht „gejagt“ oder „gehetzt“ wurden (vgl. Richtlinie Probenahme Rehwild) ist qualitativ besser.

Wesentlich erscheint, dass im Grünewald die Zahl der Waldwege, die derzeit garantieren, dass zwischen Wildtieren und Mensch in keiner Parzelle unter 200 m Abstand sind, für die Reduktion „allgemeiner Störungen“, reduziert werden sollten (zunächst mindestens 25 %) Viele der „Holzabfuhrwege“ haben in dem FFH-Gebiet Grünewald ihre ursprüngliche Funktion verloren. Sie können u.a. als streifenförmige „Wilde-Wiesen“ eine Übergangsfunktion für alle Wildtiere und die „Biodiversität“ erhalten.

Eine Analyse von Freizeit-Aktivitäten (insbesondere Jogger, Spaziergänger) zeigt, dass es Räume mit sehr unterschiedlichem Besucherdruck im Grünewald gibt. In nachfolgender Karte sind die Hauptaktivitätszonen dargestellt.

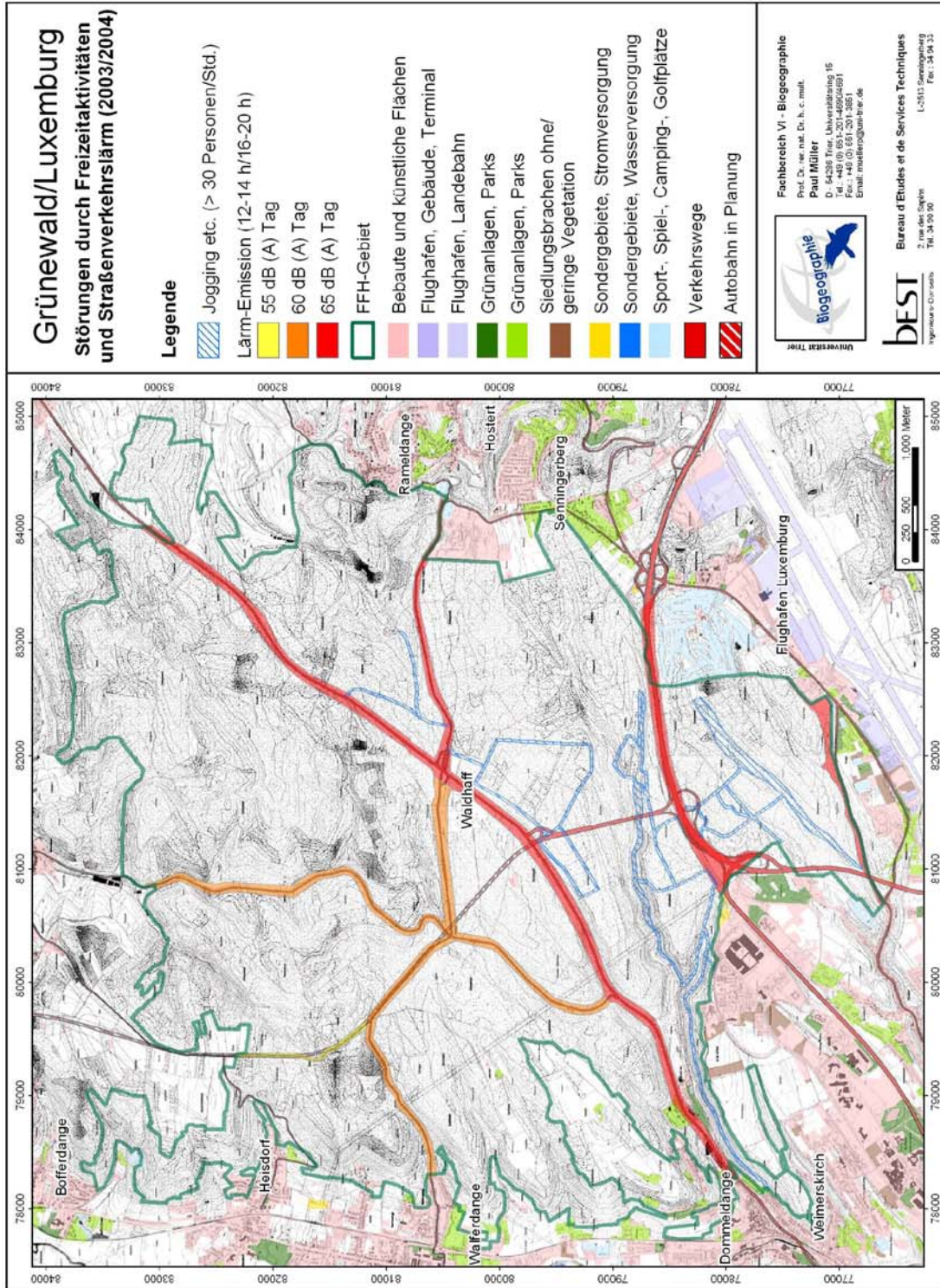


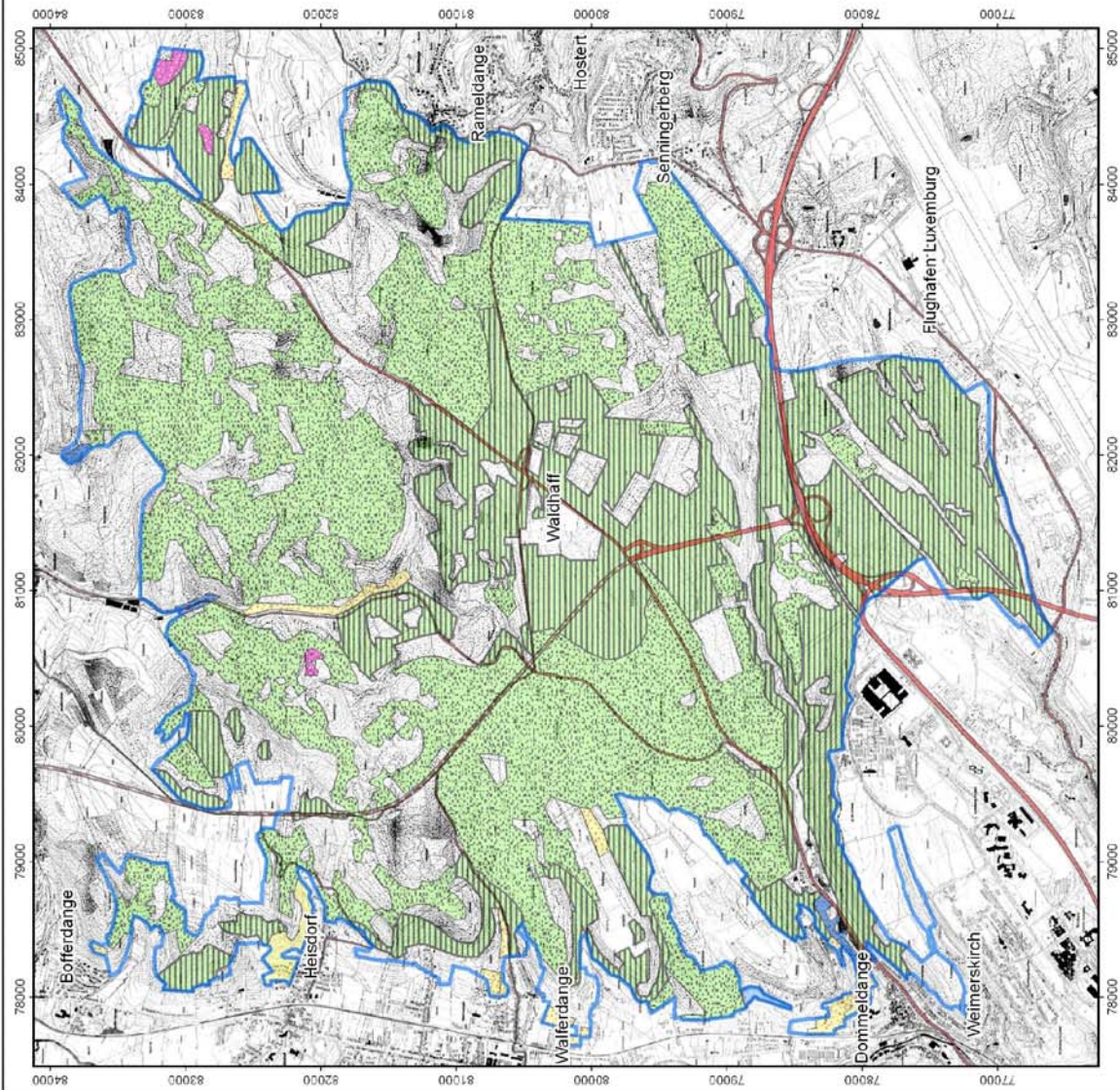
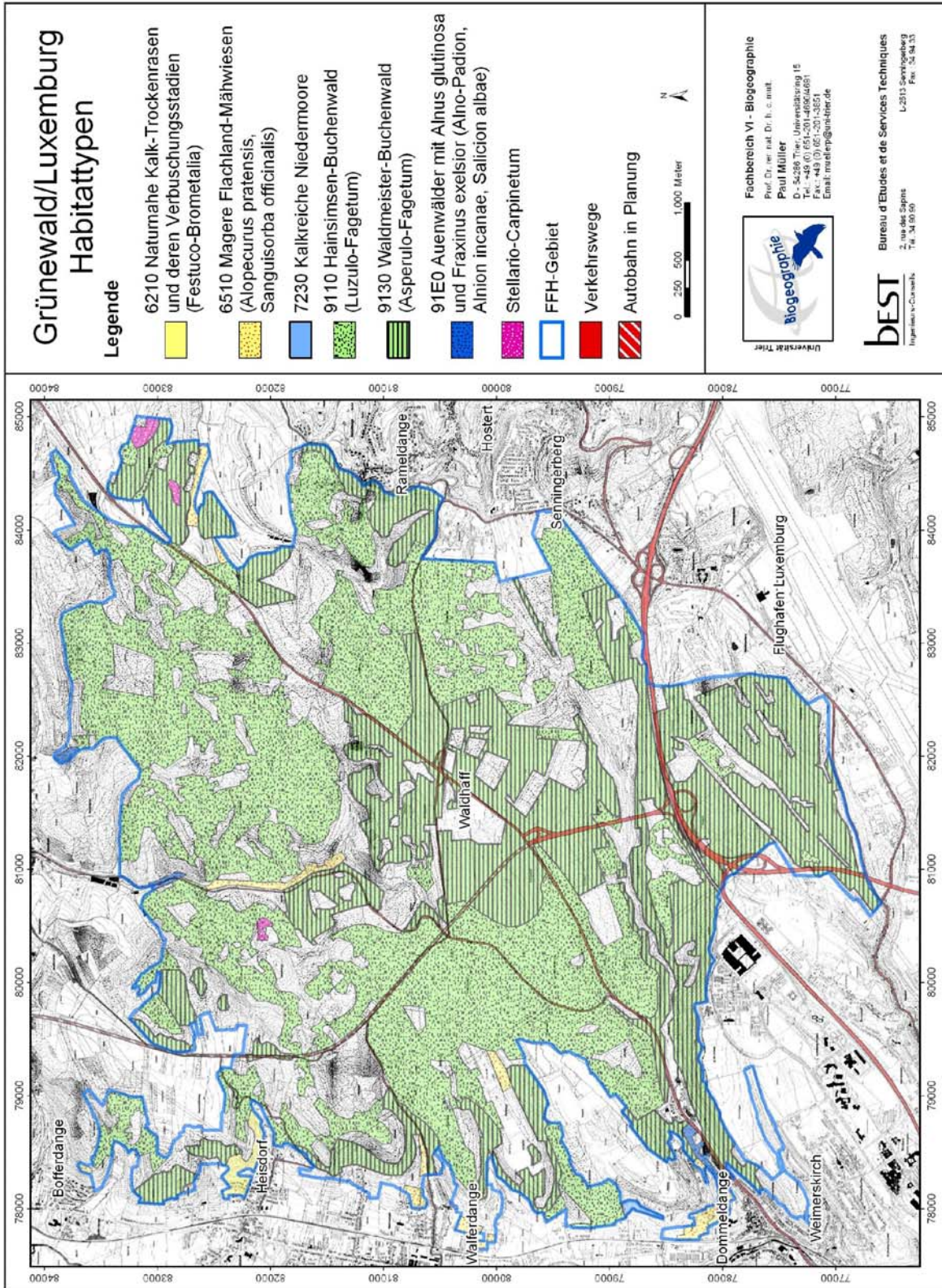
Abb.: Freizeit-Aktivitätsschwerpunkte im Grünwald (2003/2004).

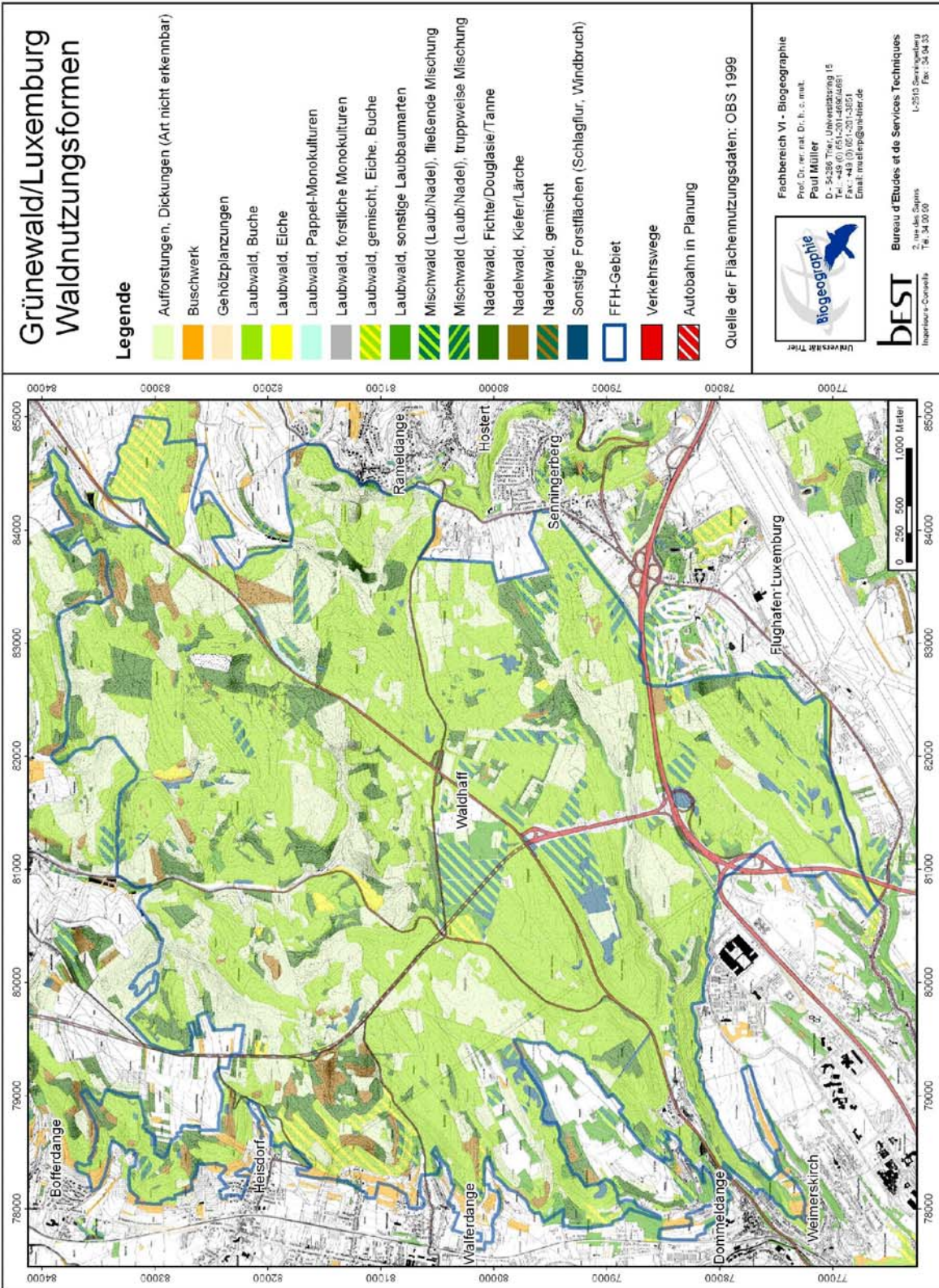
3.6. Einflussfaktor Forstwirtschaft

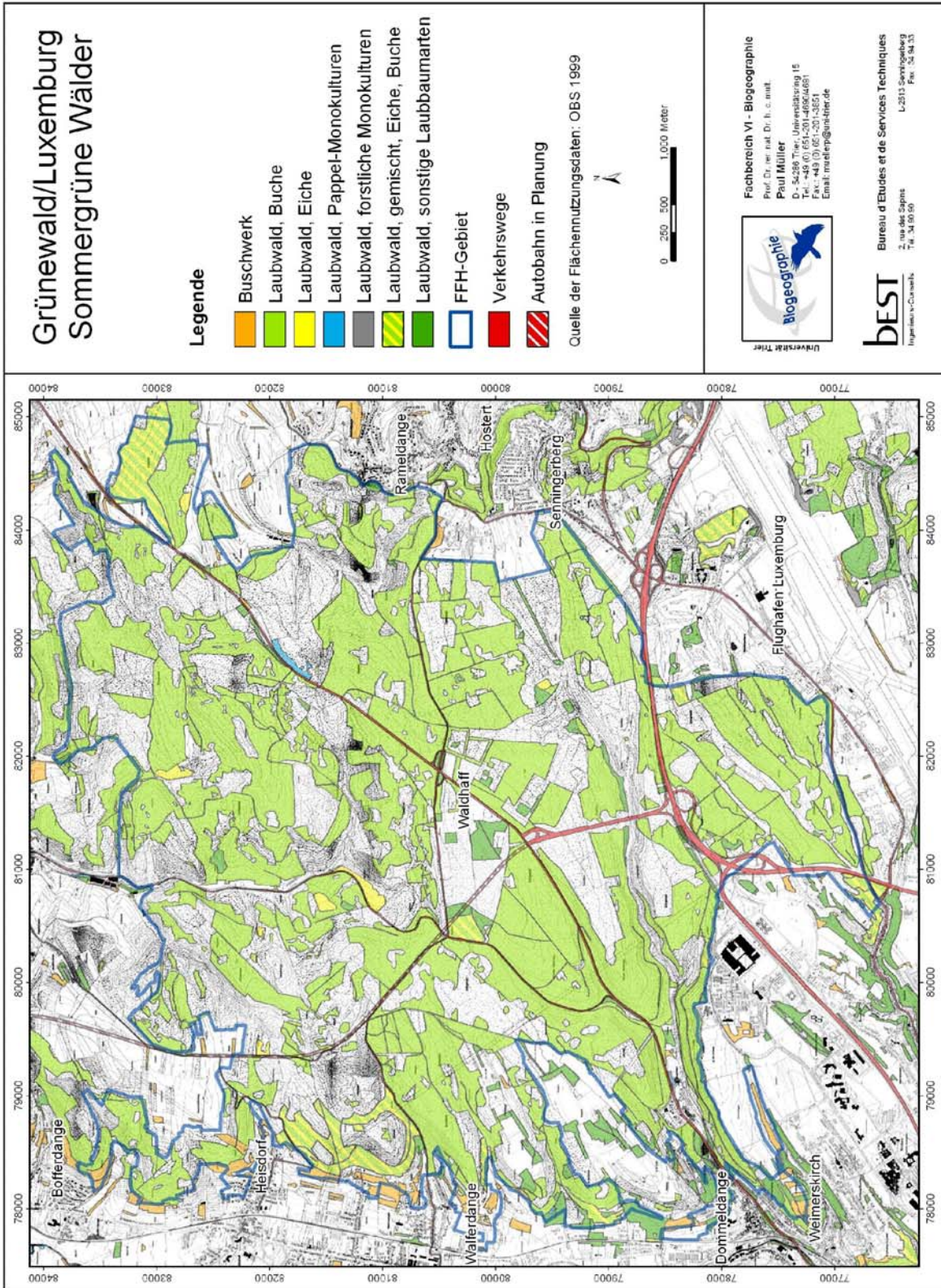
Sicherlich wird kaum ein Förster bereit sein, eine nachhaltig wirtschaftende Forstwirtschaft als „Störfaktor“ anzuerkennen. Ein Vergleich der Zielsetzung des FFH-Gebietes Grünewald und seiner wichtigsten Fageten mit den Waldnutzungsformen zeigt jedoch, dass der Grünewald wie viele andere Sommergrüne Laubwälder z. T. eine von Wuchspotential der Standorte deutlich abweichende forstliche Nutzung aufweist. Das wird besonders sichtbar bei einem Vergleich folgender Kartierungsergebnisse:

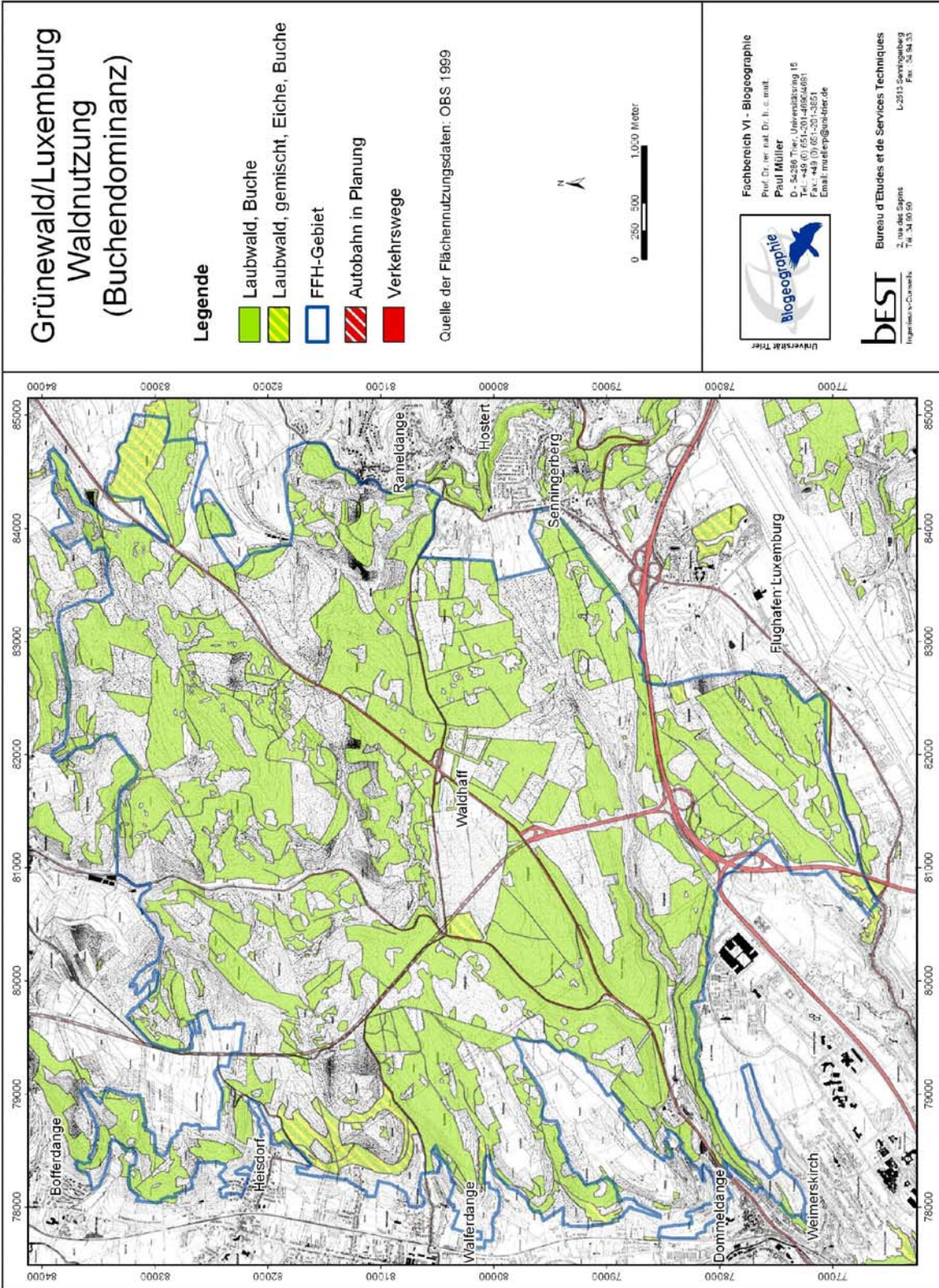
- a) Der potentiellen natürlichen Vegetation mit den beiden dominierenden Wald-Assoziationen, dem Luzulo-Fagetum und dem Asperulo-Fagetum.
- b) Den Waldnutzungsformen.
- c) Den realen Forstflächen mit Dominanz sommergrüner Wälder.
- d) Der Buchendominanz im Grünewald.
- e) Der Nadelwälder im Grünewald.
- f) Der Nadelwälder und Nadel-Laubmischwälder.
- g) Der Eichendominanz im Grünewald.

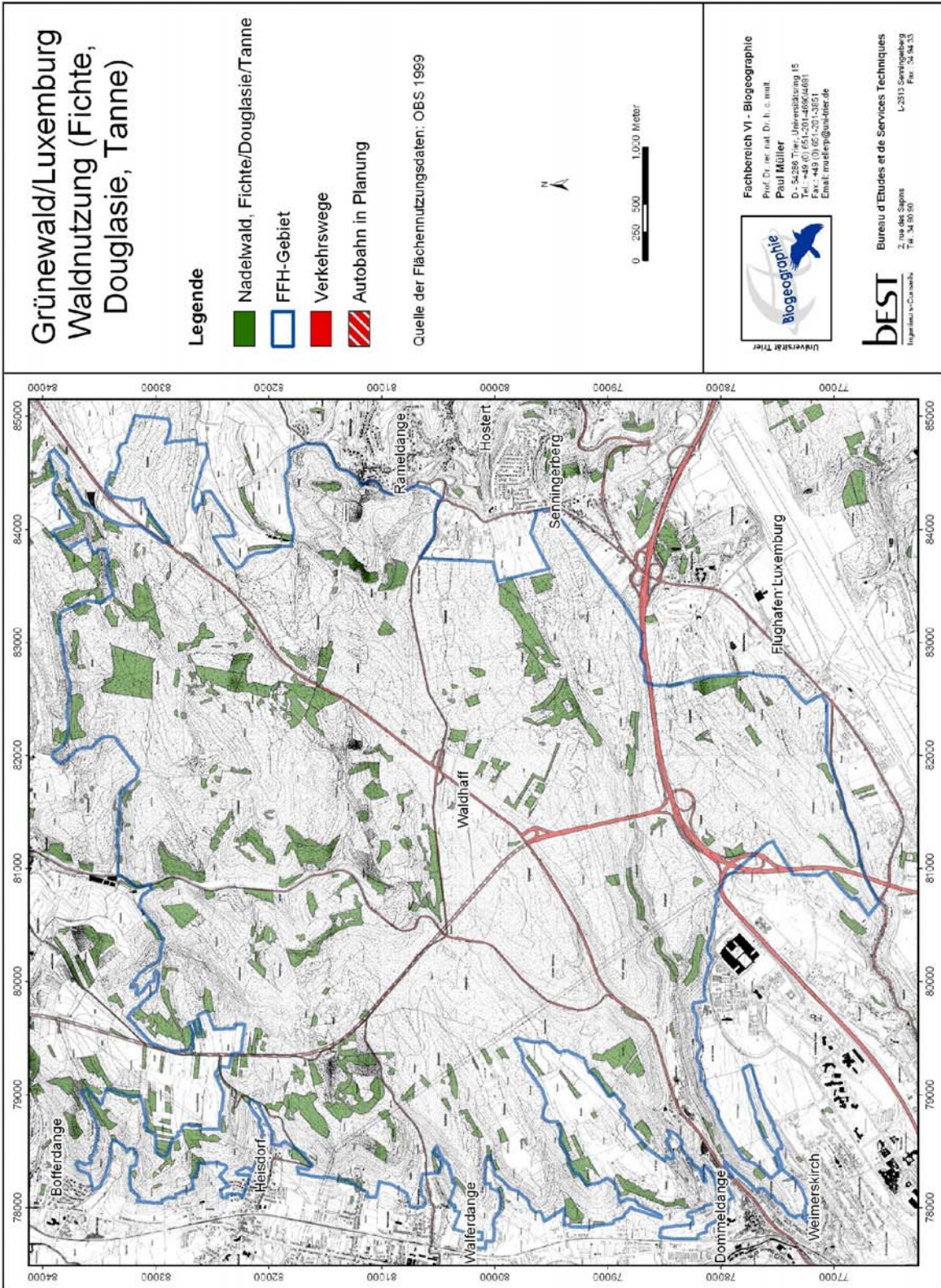
Die Kartierungsergebnisse belegen, dass sich auf ca. 26 % der Fläche das FFH-Gebiet Grünewald die reale Waldvegetation deutlich von der potentiell natürlichen unterscheidet.

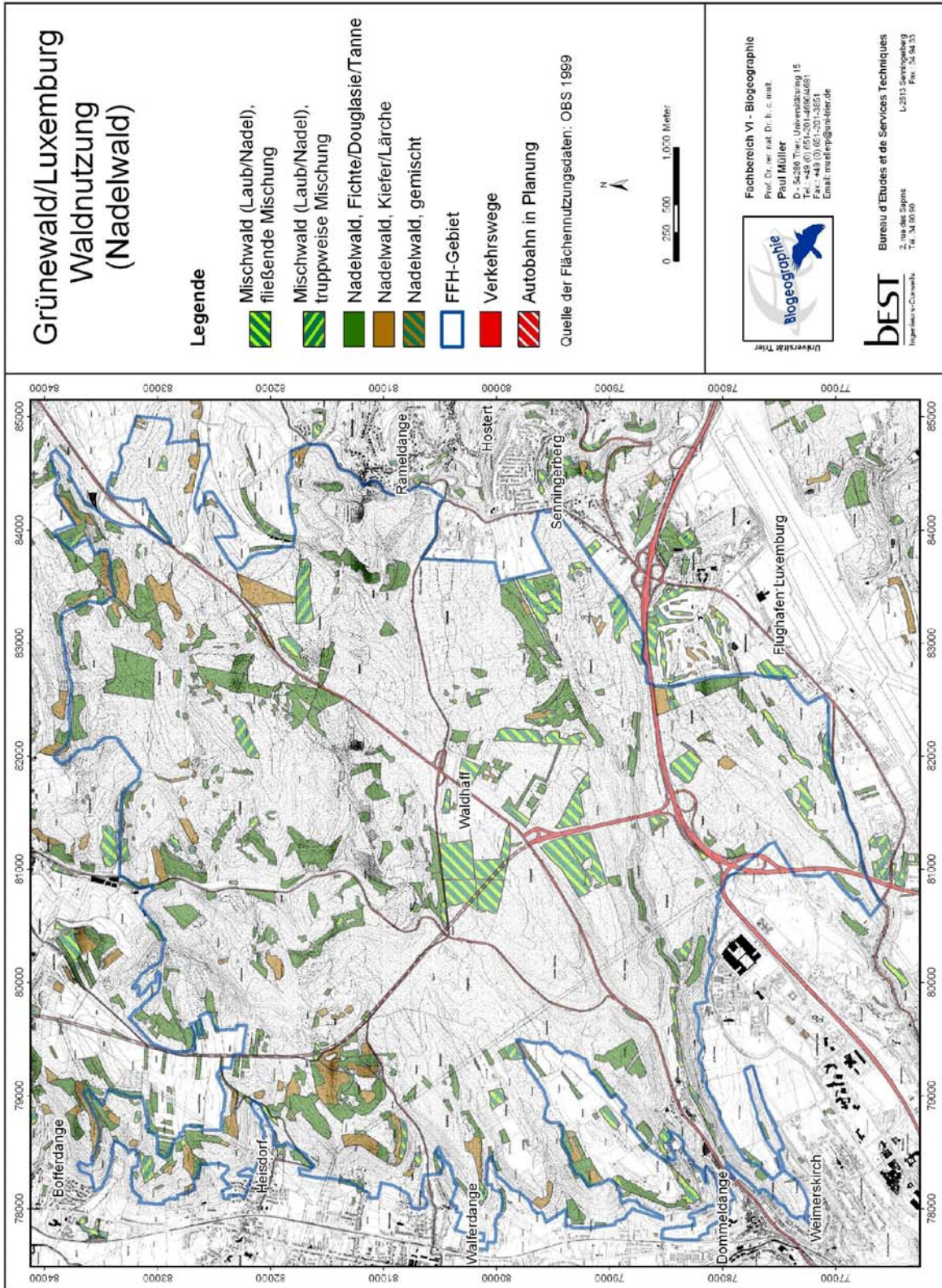


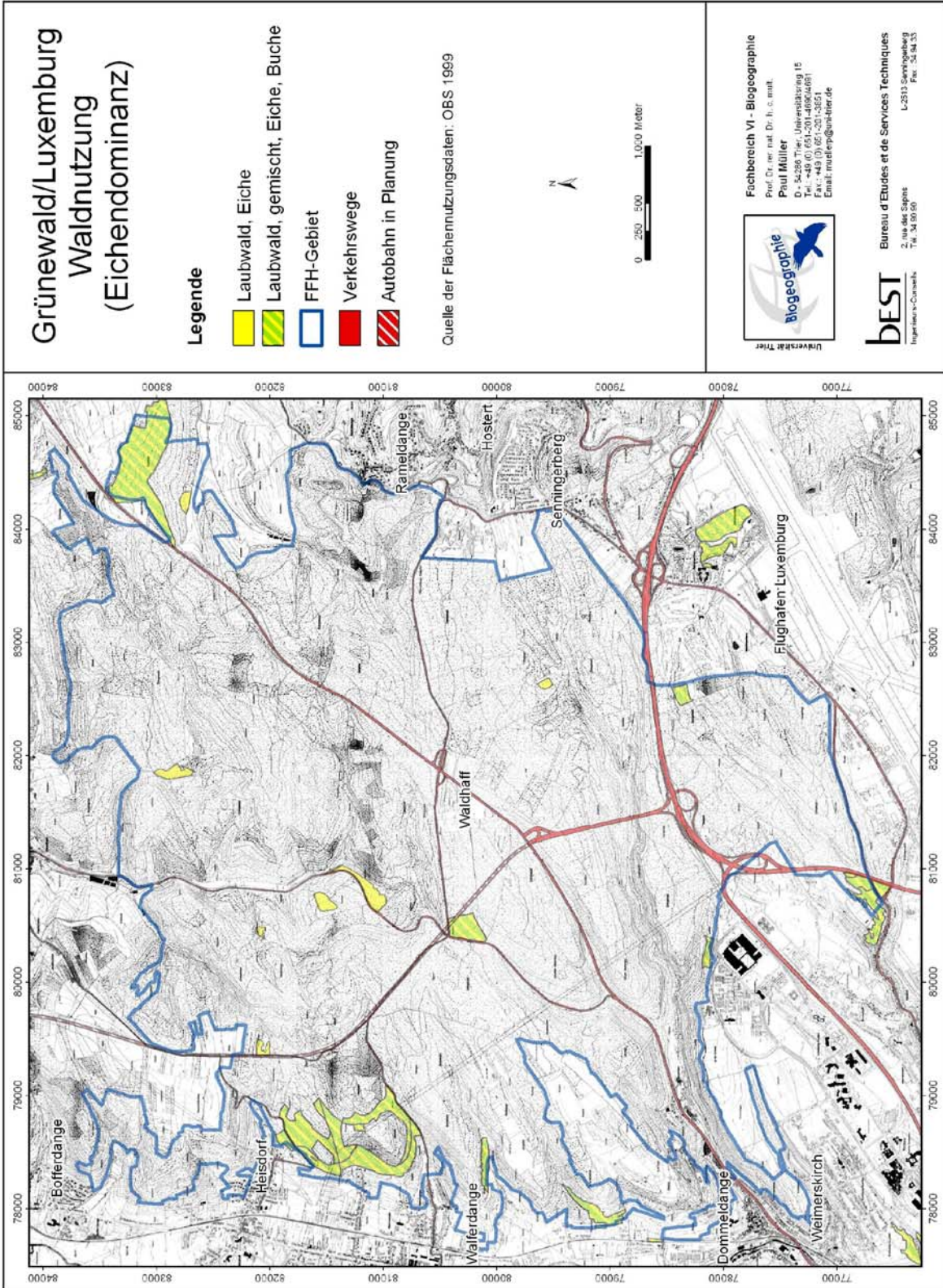






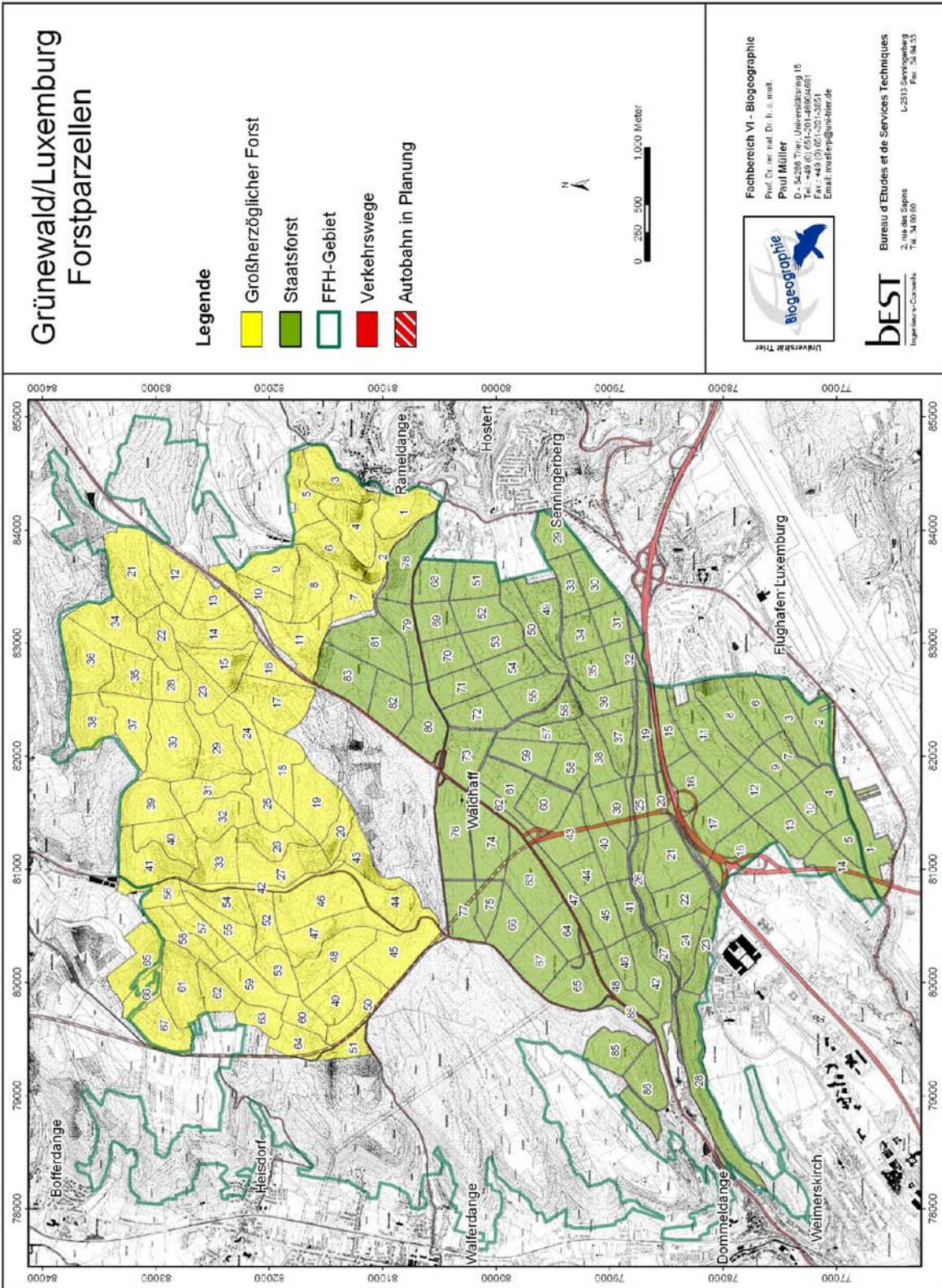






3.7. Einflussfaktor Schalenwildbewirtschaftung

Unbestritten ist, dass Schalenwildpopulationen einen unterschiedlichen Einfluss ausüben können auf andere Tier- und Pflanzenpopulationen und damit auf die Ziele eines FFH-Gebietes oder forstwirtschaftlicher Optionen. Deshalb untersuchten wir auf den Staatsforstflächen des Grünewaldes (Cantonnement Forestier de Lux-Est) in der Vegetationsperiode des Verbissdruck und überprüften auch die „Eignung von äsungs- und biotopverbessernden Maßnahmen im Wald zur Reduzierung von Wildschäden in Land- und Forstwirtschaft“. Wesentlich ist, dass der Grünewald im Wesentlichen sich in drei große, z. T. unterschiedlich bewirtschaftete Bezirke gliedern lässt (Abb.).



Durch die Ausweisung des größten zusammenhängenden Waldgebietes von Luxemburg zum **FFH-Gebiet** ergibt sich eine klare Entwicklungskonzeption, die sowohl für die Forstwirtschaft und die Jagd als auch für jede andere Nutzungsform (u. a. Freizeitaktivitäten, Straßenbau, Flughafenausbau) klare Randbedingungen setzt. Forstliche Maßnahmen müssen in Zukunft der Erhaltung und dem Aufbau naturnaher Buchenwaldökosysteme dienen (FFH-RL, Anhang I), und der Aufbau von häufig wildschadensanfälligen Nadelwäldern (u. a. Fichte, Douglasie) lässt sich mit der Zielsetzung des FFH-Gebietes Grünewald nicht mehr vereinbaren. Auch die Jagd hat sich den neuen Forderungen anzupassen, und sie muss sich im Rahmen des FFH-Gebietes insbesondere als Wildlife-Management verstehen. Dabei darf die Fläche des FFH-Gebietes nicht als isolierter Raum betrachtet werden, da die Aktionsräume insbesondere der Schalenwildarten, soweit sie nicht durch Zäune und andere Barrieren eingeschränkt werden, deutlich über ihn hinausgehen. So geht z.B. Schwarzwild, das während der Reproduktionsphase im Grünewald lebt, während der Vegetationsphase in der Feldflur zu Schaden, was bei einem Wildlife-Management zu beachten ist. Rehwild wird insbesondere in den Verjüngungsstadien der Wälder forstliche Zielsetzungen beeinflussen, im Feld wird seine Anwesenheit meist vom Wuchspotential der Anbaufolgen leicht zu kompensieren sein.

„Äsungs- und biotopverbessernde Maßnahmen im Wald“ wurden deshalb in ihrer Wirkung auf die rechtlichen und ökologischen Randbedingungen für das FFH-Gebiet Grünewald konzentriert. Dabei war zunächst eine Übersicht über die **historische Entwicklung des Grünewaldes** und die Literatur wichtig; denn die **Geschichte** des Grünewaldes belegt, dass die „Allmende“ nicht immer ein guter Hüter der natürlichen Schätze Luxemburgs war, und dass unterschiedliche Waldnutzungskonzepte in den vergangenen 500 Jahren die Waldstrukturen beeinflussten. Einer Phase nachhaltiger Waldnutzung unter der „Wald- und Holz-Ordnung“ von Maria Theresia (23.11.1754) folgten nach der französischen Revolution (vgl. das luxemburgische Forstgesetz von 1840) Waldnutzungen und Waldverkäufe, die den Bestand des Waldsystems erheblich gefährdeten. Flächenansprüche der Gesellschaft an den Wald in den letzten 3 Jahrzehnten, Straßenbau- und Ansiedlungsprojekte führten zu erheblichen Einschnitten. Erst durch Ausweisung des Grünewaldes als FFH-Gebiet (Site LU 0001022,- 21.07.1997) dürfte die Existenz der Buchenwaldökosysteme, trotz aller Flächennutzungsansprüche an seinen Rändern, für die Zukunft gesichert sein.

Da im Grünewald bisher kein **Wildtierinformationssystem** (mit relationaler Datenbank) existierte, wurden zunächst Vorschläge erarbeitet für den Aufbau und die notwendigen Elemente eines solchen Systems, die mittel- und langfristig auch in die nach Art. 17 der FFH-Richtlinie in regelmäßigen Abständen anfallenden **Berichtspflichten** integrierbar sind. Dazu gehörte als ein wesentlicher Baustein die Analyse der Wirkungen der Schalenwildarten auf die standorttypische Vegetation.

In der Vegetationsperiode 2003 wurden 46 **Verbissaufnahmen** im Untersuchungsgebiet Grünewald durchgeführt und zusätzlich 10 repräsentative Standorte für die Anlage von **Weiser- und Kontrollgattern** nach Rücksprache mit den verantwortlichen Förstern vor Ort, Herrn Bremer und Herrn d'Orazio, ausgewählt.

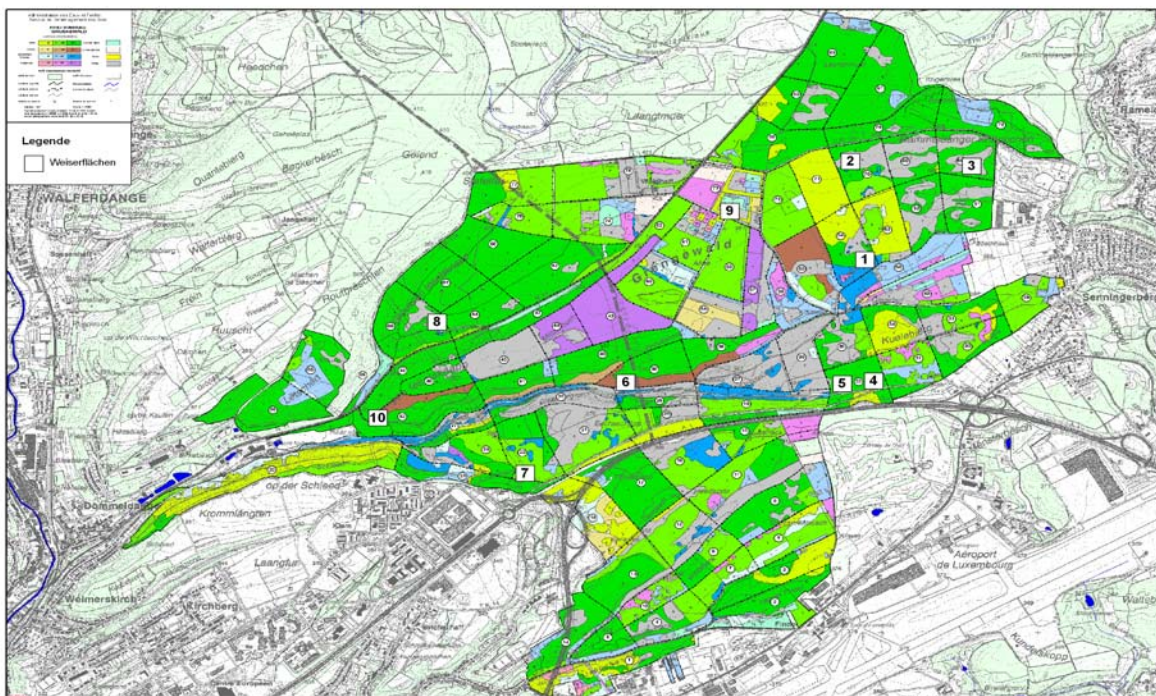


Abb.: Hauptstraßen-Trassen im Untersuchungsgebiet Grünewald und Lage der vorgeschlagenen Weiserflächen (1-10)

Die eingesetzten Methoden wurden auf ihre Praktikabilität für spätere Untersuchungen überprüft. Sofern die Aufnahmeflächen nicht gezäunt waren, zeigte sich ein unterschiedliches Leittriebverbissbild in Kunst- und Naturverjüngungen von Bäumen unterhalb von 1,5 m. Während die Naturverjüngungen an keinem der 46 Standorte und den 10 Weiserflächen durch Verbiss gefährdet waren, zeigten alle Douglasien-Anpflanzungen einen Leittriebverbiss von über 75 %, die Fichtenanpflanzungen von 42 %.

Unter einem klassischen forstwirtschaftlichen Aspekt sind die Ertragsausfälle bei den Douglasien nicht zu akzeptieren. Für die Konzeption des FFH-Gebietes Grünewald sind sie völlig belanglos. Die Gründe für den geringen Verbissdruck an den Buchen-Verjüngungen sind naturgemäß auf das gesamte Äsungsangebot im Untersuchungsgebiet zurückzuführen.

Deshalb wurde die **Äsungskapazität** im Untersuchungsgebiet durch Begehungen und Untersuchungstransecte in der Vegetationsperiode 2003 abgeschätzt. Bedingt durch die Sturmereignisse vergangener Jahre befindet sich der Wald auf über 30 % der Untersuchungsfläche in einem Verjüngungsstadium. **Die Äsungskapazität insbesondere für das Rehwild ist derzeit ganzjährig kein limitierender Faktor**, wofür auch die uns vorliegenden mittleren Jährlingsgewichte sprechen. Die dem Wuchspotential der Luzulo-Fageten entsprechenden Dickungskomplexe sind zwischenzeitlich überwiegend dem Äser des Rehwildes entwachsen. Mit zunehmendem Alter der Dickungskomplexe wird jedoch die Äsungskapazität zurückgehen.

Da bisher **keine Angaben über die Populationsdichte von Reh- und Schwarzwild** vorlagen und weder von den Streckenergebnissen vergangener Jahre noch vom Verbissdruck auf die Populationsdichte geschlossen werden kann, wurde der Aufbau einer **differenzierten Streckenstatistik** (bezogen auf die Forstparzellen) entwickelt, die zumindest via Matrizen-Modellen Populationsprognosen erlaubt und für eine Vielzahl weiterer Monitoring-Verfahren eingesetzt werden kann. Hierzu gehört auch eine zentrale Dokumentation der Fallwildzahlen an den Hauptverkehrsstraßen.

Die bisher in vielen europäischen Ländern durchgeführte Streckenstatistik, die häufig auch keine verwertbaren Aussagen über die Alterszusammensetzung der Strecke erlaubt, ist für Populationsprognosen im allgemeinen unbrauchbar. Da für das FFH-Gebiet Grünewald weniger die Frage interessiert wieviele Rehe oder Wildschweine es pro 100 Hektar gibt, sondern welche Wirkungen auch einzelne Tiere auf die FFH-Schutz- und –Entwicklungsziele besitzen sind neben Vegetationsweisern Streckenanalysen notwendig, die nicht nur einen Raum-Zeit-Bezug besitzen, sondern gezielt bei der Altersstruktur ansetzen. Da sich in vielen Vergleichsgebieten gezeigt hat, dass durch die Jagd häufig die Populationsstruktur verjüngt, d.h. vitalisiert wird, wird vorgeschlagen, viel stärker als bisher insbesondere die Bejagung der Geißkitze und Schmalrehe sowie der noch gestreiften Frischlinge konsequent gerade während der Vegetationszeit (und nicht nur während der

herbst- und winterlichen Bewegungsjagden) durchzuführen. Beim Schwarzwild, das auch in Luxemburg sich in den letzten Jahren erheblich vermehrt hat (vgl. SCHLEY, KRIER, WAGNER und ROPER 1998), sollte in Zukunft eine genauere Alterssprache durchgeführt werden, da klassische Bezeichnungen (u.a. Überläufer, Frischlinge) oder Gewichte zwar z.T. für die praktische Jagdausübung sinnvoll sein können, die „Reproduktionsfähigkeit“ aber häufig nicht widerspiegeln. Bei keiner anderen Schalenwildart sind beim erlegten Tier bis zum 2. Lebensjahr die einzelnen „Altersmonate“ so leicht am Unterkiefergebiss zu erkennen wie beim Schwarzwild.

Verbesserungsvorschläge für Habitatqualität (FFH-Richtlinie) und Wildlife-Management haben die Ziele des FFH-Gebietes Grünwald, forst- und naturschutzfachliche Belange sowie die Wildtierpopulationen gleichermaßen zu beachten. Sie bauen auf unseren Ergebnissen und Vorschlägen auf. Trotz hoher Äsungskapazität können durch gezielte Äsungs- und Biotopverbesserungen gerade die Ziele der FFH-Gebietskonzeption sicherer und schneller realisiert werden. Insbesondere geplante „Äsungsverbesserungen“ müssen jedoch folgende Randbedingungen beachten:

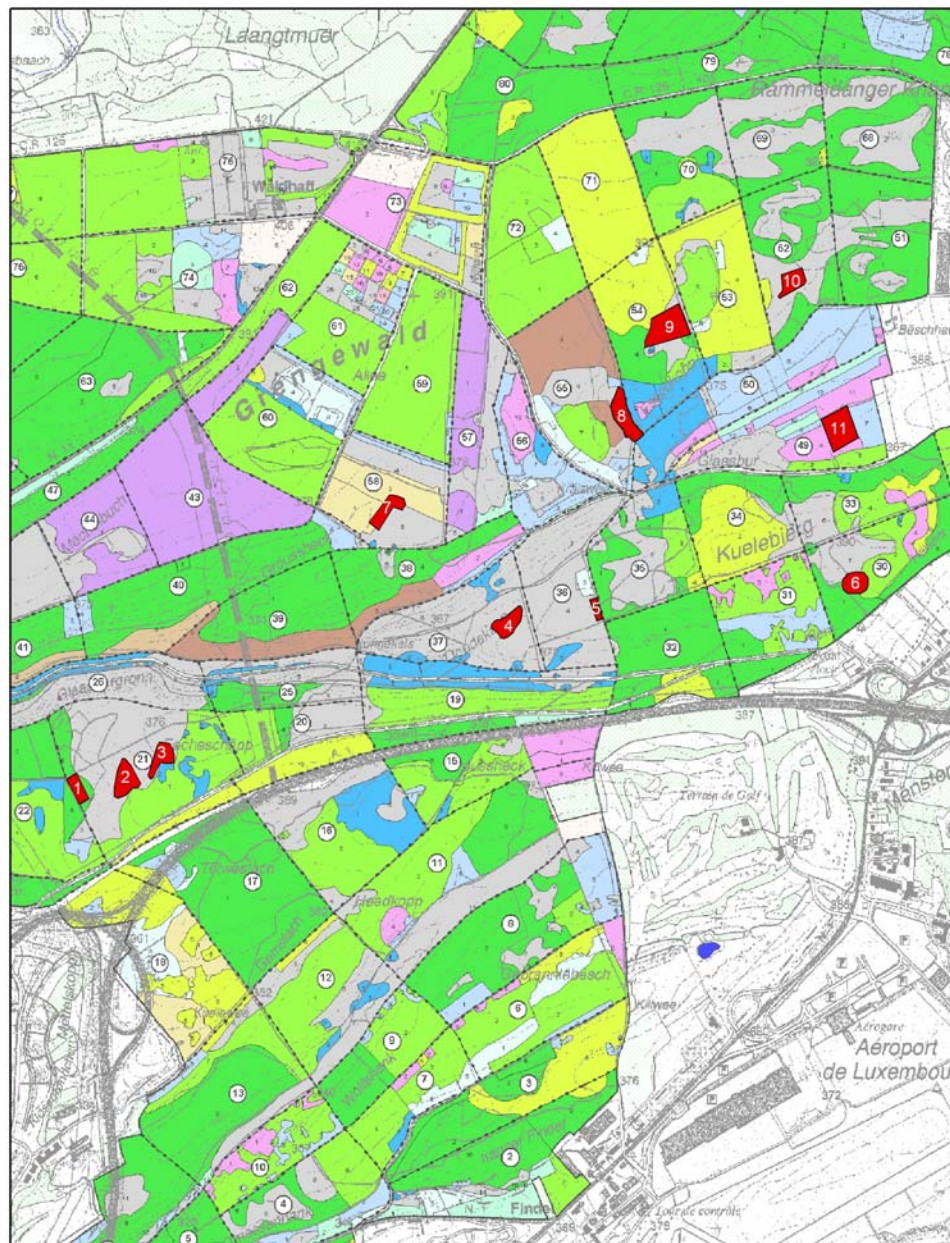
- „Äsungsverbesserungen“ sind als „Ablenkfütterungen“ zu verstehen, müssen den Zielbestimmungen des FFH-Gebietes strengstens folgen und müssen deshalb auch als Stützung des natürlichen Wuchspotentials der Standorte verstanden werden.
- „Äsungsverbesserungen erhöhen für das Rehwild fast immer die Biotop-Kapazität, weshalb sie immer in Abhängigkeit von effizienten Bejagungsmethoden zu betrachten sind (effizientes „Wildlife-Management“).
- „Äsungsverbesserungen“ müssen der Attraktivität des „Straßengrüns“ (Verkehrsstraßen) entgegenarbeiten und das Wild stärker an Ruhe- bzw. Kernzonen binden.

Folgende Vorschläge zur Verbesserung der Nahrungsbiotope sind kurz- bis mittelfristig realisierbar:

- Die Erhaltung **offener Sukzessionsflächen** für regionaltypischen Artenreichtum und Verbesserung der Bejagungseffizienz erscheint in einem durch Buchendominanz geprägten FFH-Gebiet insbesondere für einige Waldrandarten besonders wichtig zu sein. Offene und strukturreiche Waldflächen sind ähnlich wie Wegeschneisen u.a. beliebte Balzplätze der Waldschnepfe, die im Grünwald Brutvogel ist. Sie bieten

einer Vielzahl von Insektenarten Lebensraum. 11 offene Sukzessionsflächen wurden von uns im Untersuchungsgebiet als besonders wichtig für die regionaltypische Biodiversität kartographisch erfasst. Auf diesen Flächen können auch Mosaik von „Wilden-Wiesen“ angelegt werden, die sowohl für viele Insekten- und Vogelarten (u.a. Baumpeiper) Lebensraum als auch für das Rehwild attraktiver Äsungsraum sein können.

Abb. : Artenreichtum begünstigende, offene Flächen im Grünwald



Legende
 Offenflächen



0 500 1.000 Meter

- Die **Waldwege-Systeme**, die durch die mit der FFH-Richtlinie verbundenen veränderten Rahmenbedingungen der Forstwirtschaft, z.T. ihre Notwendigkeit verloren haben, sollten um 25 % reduziert und in offene Sukzessionsflächen („Wilde-Wiesen“) überführt werden. Gleiches gilt für Wegeböschungen und Ruderalflächen. Bei der Anlage dieser bandförmigen Sukzessionsflächen ist neben den Ansaatmischungen insbesondere auch die jagdliche Erreichbarkeit zu beachten. Da für Bewegungsjagden aufgestellte Hochsitze häufig beschädigt oder umgeschmissen wurden, sollten sich „jagdliche Einrichtungen“ stärker als bisher in die Geländestruktur einfügen.
- Zusätzlich sollten **Salzlecksteine** viel stärker als bisher zum Einsatz kommen. Alle Herbivoren stecken nahrungsökologisch in dem Engpass, dass sie die durch Überschüsse an Kalium bedingten Resorptionsprobleme mit der Zufuhr von Natrium reduzieren müssen. Das gilt für Elche in Alaska ebenso wie für Kühe auf luxemburgischen Weiden oder Rehe im Grünewald. Die Zufuhr von Natrium erhöht nicht den Verbiss, sie hilft ihn sogar senken. Jagdlich wurden naturgemäß Salzlecksteine seit Jahrhunderten verwendet, nicht nur um Wild auch an bestimmte Standorte zu locken. Deshalb erscheint es wichtig (auch als Ablenkung vom Straßensalz), das im Zentrum des Untersuchungsgebietes insbesondere in den Forstparzellen 8, 9, 10, 11 und 12 (südlich der Autobahn) sowie in den Parzellen 34, 37, 38, 39, 40, 41, 43, 45, 58, 59, 69, 70, 71, 72 und 79 an geeigneten Standorten Salzlecksteine jährlich ausgebracht werden.
- Darüber hinaus ist dort wo immer möglich ein **vorzeitiger Umbau von Nadelwald-Kulturen in naturnahe Sukzessionsflächen** für das Wild aber insbesondere auch für das FFH-Gebiet Grünewald besonders wünschenswert. Mehrere Fichten-Standorte (u.a. Parzelle 50) wurden durch Sturmereignisse vergangener Jahre z.T. erheblich aufgelichtet. Sofern diese Flächen auch das Wild von stark befahrenen Straßen ablenken (Abstand 200 m), erscheint es sinnvoll die dort anlaufende natürliche Sukzession durch gezielte Anpflanzungen von Verbissgehölzen zu stützen. 16 Weidensorten, die sich in verschiedenen Wuchsgebieten bewährten, werden als attraktive Verbissgehölze vorgeschlagen.
- Da der **Winterverbiss** im Grünewald wichtiger wird, wenn mittlere und ältere Altersstadien im Buchenwald dominieren, sollte auch auf den vorhandenen

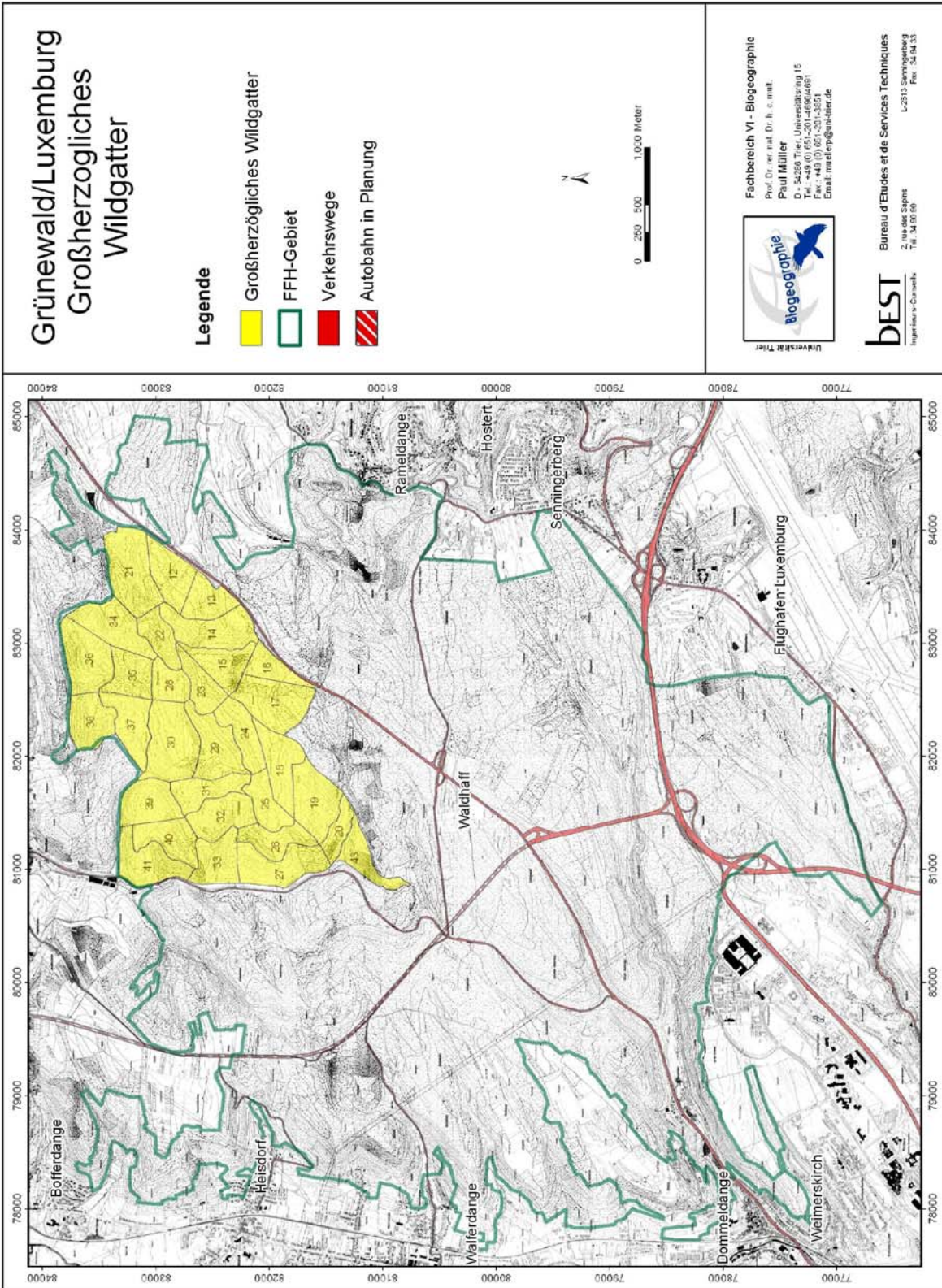
Freiflächen an die Möglichkeiten zur Anlage von Wintergrünäsung zur Reduktion des Winterverbisses gedacht werden (Mosaik von 25 ar mit u. a. Buchweizen, Senf und Winterweizen). Diese Maßnahmen sollten jedoch nur durchgeführt werden, wenn der Winterverbiss auf den Kontrollflächen (Weisergattern) signifikant zunimmt.

Abschließend muss nochmals darauf hingewiesen werden, dass es das primäre Ziel der vorgeschlagenen biotop- und äsungsverbessernden Maßnahmen ist, FFH-Waldhabitate, FFH-Arten und Schalenwildarten als integrierte Bestandteile einer umfassenden Schutz- und Entwicklungskonzeption für den Grünwald zu verstehen. Die im Gutachten vorgeschlagenen Werkzeuge zur Verbesserung der Bewertungsstruktur (u.a. Verbissaufnahmen, Weiserflächen, differenzierte Streckenstatistik, Rückstands-Monitoring von Schalenwildarten) liefern wichtige Bausteine für auch die nach Art. 17 der FFH-Richtlinie notwendigen „Berichtspflichten“ und sind als Bestandteile eines „Ökologischen Informationssystems Grünwald“ unverzichtbar. Sie erfordern insbesondere auch ein Umdenken der Jagdsysteme im Sinne einer ökosystemgerechten Jagd.

Von besonderer Bedeutung für die Einschätzung des Zusammenwirkens von Schalenwild und Habitatqualität sind Analysen aus dem Großherzoglichen Wildgatter (Waldparzellen 12 – 43; Abb.). Hier lassen sich unter kontrollierten Bedingungen deutlich die Wirkungen von Rot- und Rehwild auf die Vegetation, aber auch des Schwarzwildes auf das Rehwild zeigen. Hohe Schwarzwildpopulationen haben im Gatter niedrige Rehwildpopulationen zur Folge. Bedingt durch die klassische Schweinepest brachen die Wildschweinpopulationen erheblich ein. Das Rehwild reagierte positiv auf diesen Schwarzwild-Zusammenbruch und war 2004 häufig zu beobachten.

Das Rotwild ist auf einen Minimalbestand reduziert worden (ca. 18 Stck.). Minimaler Verbissdruck und geringe Schälschäden sind die Folge.

Für das FFH-Gebiet Grünwald könnte gerade das Gatter eine besondere Funktion bei der Reintegration ehemaliger Wildarten (z. B. Wisent) und für wissenschaftliche Begleitforschungen über das Zusammenwirken verschiedener Schalenwildarten (Schwarzwild und Rehwild) und Habitatqualität besitzen.



4. Erhaltungszustand vorhandener Lebensraumtypen und Populationen

4.1. Lebensraumtypen

Vom Umweltministerium von Luxemburg wurde zunächst im Mai 2003 eine Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen herausgegeben, deren Grundlage der Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen und § 62 –Biotoptypen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen folgt.

Sie geht von folgenden Feststellungen aus:

Erläuterungen zur Bewertung von FFH-Biotoptypen

Für alle in Luxemburg vorkommenden FFH-Lebensraumtypen sind Bewertungsbögen zur Bewertung des Erhaltungszustandes nach folgendem Schema zu erarbeiten:

Bewertungsschritt, Phase 1: Bewertung der Teilfläche (entspricht immer Biotoptypen (BT) nach EU-Habitatrichtlinie)

Vollständigkeit der lebensraum-typischen Habitatstrukturen	A Hervorragende Ausprägung	B Gute Ausprägung	C Durchschnittliche bis beschränkte Ausprägung	
Vollständigkeit des lebensraum-typischen Arteninventars	A Lebensraum-typisches Arteninventar vorhanden	B Lebensraum-typisches Arteninventar weitgehend vorhanden	C Lebensraum-typisches Arteninventar nur in Teilen vorhanden	

	A	B	C1	C2 ¹
Beeinträchtigungen, z.B. <ul style="list-style-type: none"> - Eutrophierung - Entwässerung - andere 	gering	mittel	stark	Irreversibel gestört; nicht regenerierbar

Das jeweilige Bewertungsschema ist anzuwenden auf einzelne LRT-Teilflächen eines FFH-Gebietes. Je Lebensraumtyp bzw. FFH-Gebiet kann es also zur Bewertung einer bis vieler Teilflächen kommen.

Hinweise zur Flächeneinteilung

Unter Berücksichtigung der Kriterien der FFH-Kartieranleitung sind als **Teilflächen Biototypen (BT)** abzugrenzen; Fremdbestände < 1.000 m² im Wald bzw. < 100 m² im Offenland, die nicht den Lebensraumtypenkriterien entsprechen, können im Teilflächen-Komplex eingeschlossen sein (maximal bis 10% der Teilfläche), ansonsten sind sie auszugrenzen.

Sollten Teilflächen eines Biototyps (mindestens > Mindesterfassungsgröße) einer bisher einheitlich kartierten Teilfläche deutliche Beeinträchtigung im Sinne einer C-Gesamtbeurteilung aufweisen, sollte eine Aufteilung und gesonderte Bewertung erfolgen!

Hinweise zur Bewertung der Teilfläche

Bewertung der Teilfläche (Phase 1) aus den Teilwerten für die Struktur, das Arteninventar und die Beeinträchtigungen: Die Vergabe von 1xA, 1xB und 1xC ergibt B; im Übrigen entscheidet Doppelnennung über die Bewertung des Erhaltungszustandes der Teilfläche;

Ausnahme: bei Vorhandensein einer C-Einstufung ist keine Bewertung mit A mehr möglich.

Die Ermittlung der Teilwerte erfolgt analog, außer:

- a) Wenn im Falle der Kriterien Arteninventar oder Beeinträchtigungen 1xA und 1xB angekreuzt wurden, entscheidet der Kartierer gutachterlich über den Teilwert.
- b) Wenn im Falle der Strukturen 1xA und 2xC angekreuzt wurde, lautet der Teilwert C.

Im Rahmen der Gebietsbewertung wird die Bewertung der einzelnen Teilflächen zu einer **Gesamtbewertung je LRT und FFH-Gebiet** (Phase 2) unter Berücksichtigung der Größen der Einzelflächen nach einem Größenklassenverfahren zusammengeführt.

Maßnahmen

Als Grundlage für die Erstellung von einer Maßnahmenplanung ist es sinnvoll gleichzeitig mit der Bewertung Maßnahmen zu formulieren, die wesentlich zur Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes (A/B) oder Verbesserung eines ungünstigen Erhaltungszustandes (C) beitragen!

Bemerkungen

1. Die verwendete Nomenklatur entspricht bei den höheren Pflanzen jener, die in der „Nouvelle Flore de al Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines“ Verwendung findet. Bei den Moosen gilt die Nomenklatur wie sie in der aktuellen Roten Liste (WERNER, 2003) zu finden ist. Bei Verwendung anderer Floren ist dementsprechend auf die Verwendung von Synonymen zu achten.
2. Vorhandene Arten der jeweiligen Kennartenliste sind auf den Erhebungsbögen zu markieren.

3. Bei den Lebensräumen 3260 und 6431 findet in Deutschland gebräuchliche Gewässerstrukturgütekartierung sowie die europäische Wasserrahmenrichtlinie Verwendung.

Kriterien für die Bewertung des Erhaltungszustandes

LRT „Magere Flachlandmähwiese“ (6510)

Nummer:	Fläche:		
	A - hervorragend	B - gut	C - durchschnittlich bis beschränkt
Struktur	<p>Wiesennarbe gleichmäßig aus Ober-, Mittel- und Untergräsern aufgebaut.</p> <p><u>Gesamtdeckungsgrad der Kräuter:</u></p> <p>Basenreich: >50% Basenarm: >30%</p>	<p><i>Wiesennarbe überwiegend aus Obergräsern aufgebaut, Mittel- und Untergräser vorhanden.</i></p> <p><u>Gesamtdeckungsgrad der Kräuter:</u></p> <p>Basenreich: 30-50% Basenarm: 15-30%</p>	<p>Durch Dominanz einer oder weniger Arten monoton, bzw. faziell strukturiert.</p> <p><u>Gesamtdeckungsgrad der Kräuter:</u></p> <p>Basenreich: < 30% Basenarm: < 15%</p> <p>(auch höher bei einartigen Fazies)</p>

Bewertung Struktur			
Vollständigkeit des lebensraum- typischen Arteninventars	<u>Kenn- und Trennarten (Flora):</u>		
	Anthroxanthum odoratum, Arrhenatherum elatius, Avena pubescens, Centaurea jacea, Crepis biennis, Daucus carota, Galium album, Geranium pratense, Knautia arvensis, Leontodon hispidus, Leucanthemum vulgare, Malva moschata, Pastinaca sativa, Peucedanum carvifolia, Pimpinella major, Sanguisorba officinalis, Saxifraga granulata, Silaum silaus, Tragopogon pratensis, Tragopogon pratensis ssp. Orientale, Trisetum flavescens.		
	Kenn- u. Trennarten	Kenn- u. Trennarten	Kenn- u. Trennarten
	≥ 8	5-7	≥ 2*
	Artenreiche Wiesen mit deutlichem Anteil an Magerkeitszeigern	Mittlerer Artenreichtum mit vereinzelt auftretenden Magerkeitszeigern	Mäßig artenreiche Fragmentgesellschaft oder partiell durch Dominanz einzelner Arten gekennzeichnet, ohne Magerkeitszeiger
			* weitere Kenn- und Trennarten müssen im Bereich angrenzender Säume wachsen!
Bewertung Arteninventar:			

Beeinträchtigungen	Gering bis keine	Auftreten von gesellschaftsuntypischen Artengruppen, z.B. Eutrophierungs-, (Überflutungs-), brache- und / oder Beweidungszeiger mit geringem Flächenanteil	Eutrophierungs-, Überflutungs-, Brache-, Gülle- und / oder Weidezeiger in großen Flächenanteilen (z.B. hohe Anteile von Taraxacum ag., Alopecurus pratensis, Anthriscus sylvestris, Heradeum spondylium, Uritca dioica), Nachsaat.
Bewertung Beeinträchtigungen:			
Weitere Beeinträchtigungen:		Mittel	Stark
(nur vermerken soweit für eine Teilfläche relevant)			
Durchschneidung			

Gesamtbewertung der BT-Fläche (Aggregation der Einzelbewertungen).

Kriterien für die Bewertung des Erhaltungszustands

**LRT Trespen-Schwingel-Kalk-Halb-Trockenrasen
(6210 und 6212* orchideenreich)**

Nummer:	Fläche:		
	A – sehr gut	B - gut	C - durchschnittlich bis beschränkt
Struktur	<p>Bei Beweidung kurzrasige, bei Mahd mehrschichtige, lückige bis geschlossene Rasen, konkurrenzschwache Arten, Flechten und Moose vorhanden, häufig im Verbund mit thermophilen Säumen und Gebüsch;</p> <p><u>Gesamtdeckungsgrad der Kräuter:</u></p> <p>>60%</p>	<p><i>Geschlossenen, +/- dichte mittel- bis langrasige Rasen, geringe Streuauflagen, infolge von flächenhafter Versaumung, Verfilzung und / oder Verbuschung sind konkurrenzschwach e Lückenzeiger selten bis verschwunden;</i></p> <p><u>Gesamtdeckungsgrad der Kräuter:</u></p> <p>60-30%</p>	<p>Durch Dominanz von Polykomonbildern oder hochwüchsigen Horstgräsern einförmig strukturierte Rasen; aufgrund dichter Streuauflagen gelangt wenig Licht in Bodennähe, völliges Fehlen konkurrenzschwacher Lückenzeiger;</p> <p><u>Gesamtdeckungsgrad der Kräuter:</u></p> <p>< 30%</p>

Bewertung Struktur			
Vollständigkeit des lebensraum-typischen Arteninventars a) für 6210 und 6212*	<u>Klassen-, Ordnungs-, Verbands- und Assoziationskennarten:</u>		
	Anthyllid vulneraria, Brachypodium pinnatum, Bromus erectus, Campanula glomerata, Carex caryophyllea, Carlina acaule, Centaurea scabiosa, Eryngium campestre, Gentianella ciliata, Gentianella germanica, Gymnadenia conopsea, Helianthemum nummularium agg., Hippocrepis comosa, Koeleria pyramidata, Leontodon hispidus, Medicago falcata, Ononis ssp., Ophrys apifera, Ophrys fuciflora, Ophrys insectifera, Orchismacula, Orchis militaris, orchis morio, Platanthera bifolia, Platanthera chlorantha, Polygala comosa, Potentialla tabernaemontani, Primula veris, Sanguisorba minor, Scabiosa columbaria.		
	Kennarten ≥ 10	Kennarten 6-9	Kennarten 2-5
	Sehr artenreiche Rasen	Artenreiche Rasen	Mäßig artenreiche bis artenarme Rasen
b) <u>zusätzlich</u> nur bei orchideenreicher Ausbildung 6212*	> 200 Exemplare ≥ 3 national gefährdete Spezies und/oder ≥ 5 Spezies	<i>100-200 Exemplare und / oder</i> 1-2 national gefährdete Spezies und / oder 3-4 Spezies	< 100 Exemplare und weniger Orchideen-Arten als B aber wiederherstellbar
Bewertung Arteninventar:			
Beeinträchtigungen	Kein Düngungseinfluss erkennbar,	Durch Düngungseinfluss 25 – 50% Gesamtdeckung	Durch Eutrophierung Übergang zu Arrhenatherethalia-

	Molinio-Arrhenatheretea-Arten nur vereinzelt vorhanden. Verbuschungsgrad < 20% Keine Verbrachung sichtbar	Molinio-Arrhenatheretea-Arten; Verbuschungsgrad 20-50% Mehrjährige Verbrachung sichtbar Zerstörung der Vegetation durch Befahren oder Betreten	Gesellschaft, mit Kalkmagerrasenarten und/oder Auftreten von Stickstoffzeigern; fortgeschrittener Abbau der Rasengesellschaft durch Verbuschung 50-75%; langjährige Verbrachung; mechanische Zerstörung der Vegetation auf größeren Flächen
Bewertung			
Beeinträchtigungen			
Weitere Beeinträchtigungen: (nur vermerken soweit für eine Teilfläche relevant)			
Durchschneidung			
Freizeit- und Erholungsnutzung			

Gesamtbewertung der BT-Fläche (Aggregation obiger Einzelbewertungen nach Anleitung):

Maßnahmevorschläge:

Anhang zu 3260 und 6431: Gewässerstrukturgüteklassen

Klasse	Grad der Veränderung	Kurze Beschreibung
1	unverändert	Die Gewässerstruktur entspricht dem potenziell natürlichen Zustand
2	gering verändert	Die Gewässerstruktur ist durch einzelne, kleinräumige Eingriffe nur gering beeinflusst
3	mäßig verändert	Die Gewässerstruktur ist durch mehrere kleinräumige Eingriffe nur mäßig beeinflusst
4	deutlich verändert	Die Gewässerstruktur ist durch verschiedene Eingriffe z.B. in Sohle, Ufer, durch Rückstau und/oder Nutzungen in der Aue deutlich beeinflusst
5	stark verändert	Die Gewässerstruktur ist durch Kombination von Eingriffen z.B. in die Linienführung durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue beeinträchtigt
6	sehr stark verändert	Die Gewässerstruktur ist durch Kombination von Eingriffen z.B. in die Linienführung durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue stark beeinträchtigt
7	vollständig verändert	Die Gewässerstruktur ist durch Eingriffe in die Linienführung durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue vollständig verändert.

Die Kartiermethode wurde am **25. Mai 2004** durch eine 2. Version verbessert. Sie folgte dem EU-Handbuch (1999) und im Prinzip den Erfassungs- und Bewertungsbögen, wie sie von der LÖBF von Nordrhein-Westfalen entwickelt wurde. Weiterentwicklungen und Erfahrungen aus anderen Bundesländern und durch praktische Erfahrungen in Luxemburg wurden jedoch in diese 2. Version integriert. Dadurch ergibt sich eine „deutliche Vereinfachung der Wald-Bewertungsbögen“. Für Waldflächen gelten danach als Mindestgrößen 5000 m² (=0,5 ha; Fläche von 10 x 5 mm bei einer Kartendarstellung von 1:10.000). Der Erhaltungszustand wird nach Vorgaben der EU und einer Empfehlung des deutschen Bundesarbeitskreises nach einer dreistufigen Skala für Habitatstrukturen, Arteninventar und Beeinträchtigungen bewertet. Danach wird der Erhaltungszustand wie folgt bewertet:

	A = sehr gut	B = gut bis mittel	C = ungünstig bis schlecht
Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen	sehr gute Ausprägung	gute bis mittlere Ausprägung	ungünstige bis schlechte Ausprägung
Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars	lebensraumtypisches Arteninventar vorhanden	lebensraumtypisches Arteninventar weitgehend vorhanden	lebensraumtypisches Arteninventar nur in Teilen vorhanden

Bei der Bewertung der Wald-Lebensraumtypen werden die Kriterien Habitatstruktur und Arteninventar nochmals in drei Unterkriterien aufgeteilt:

Habitatstruktur:

- Anzahl und Qualität der Wuchsklassen bzw. Entwicklungsphasen
- Anzahl der Altbäume
- Totholzanteil

Arteninventar:

- Anteil der Leitbaumarten
- Anteil der nicht lebensraumtypischen Gehölzarten

- Präsenz und Abundanz der lebensraumtypischen Strauch- und Krautarten

„Ein hoher Deckungsgrad lebensraumfremder Gehölzarten (etwa Fichten im Buchenwald) wird als Maßnahme stets die Beseitigung dieser Gehölze zur Folge haben.“ „Ein geringer Anteil an Totholz hat als Maßnahme eine längerfristige Erhöhung des Totholzanteils zur Konsequenz.“

Für die Waldaufnahmen im Grünwald ist aus der Kartieranleitung weiterhin zu beachten, dass die Luzulo-Fagetum-Flächen „vollständig in der pflanzensoziologischen Waldkartierung enthalten sind und aus dieser entnommen werden können“. Das gilt auch für das Asperulo-Fagetum oder Melico-Fagetum.

Für die Waldlebensraumtypen gelten nach den Kartierungsanleitungen darüber hinaus folgende Grundlagen und Methoden:

Grundlagen:

Wälder sind in Luxemburg bereits relativ gut erfasst und dokumentiert.

Die räumliche Verbreitung der Wald-LRT in Luxemburg ist in der **pflanzensoziologischen Waldkarte Luxemburgs** (Carte des Végétations Forestières) im Maßstab 1:10.000 dargestellt (EFOR 1992-2002).

Die landesweite und flächendeckende Kartierung erfolgte in den Jahren 1992-2002 auf der Basis einer von der Universität Gembloux (Belgien) im Jahre 1993 fertig gestellten Typologie der Wald-LRT Luxemburgs (VANESSE 1993).

Diese Kartieranleitung wurde nach Abschluss der Kartierarbeiten durch eine „**Notice d'utilisation de la Cartographie des végétations forestières**“ ergänzt, die wichtige Erläuterungen enthält über Präzision und Nutzung der Karten und deren Daten (EFOR 2001).

Diese pflanzensoziologischen Waldkarten liegen flächendeckend in digitaler Form im Maßstab 1:10.000 unter Arc-Info Coverages vor und enthalten folgende Informationen:

- Abgrenzungen (Polygone) der verschiedenen Wald-LRT; dabei kann unterschieden werden zwischen
 - o pflanzensoziologisch identifizierten Wald-LRT (*formations phytosociologiques*), d.h. Wald-LRT, die anhand von pflanzensoziologischen Geländeaufnahmen (*relevés phytosociologiques*) und gemäß der Typologie eindeutig bestimmt und eingeordnet werden konnten;
 - o alle anderen Waldformationen (sonstige Waldlebensräume, *autres formations forestières*), die pflanzensoziologisch nicht eindeutig bestimmt werden konnten bzw. nicht zu den natürlichen Wald-LRT einzuordnen sind.
- Identifikation der Wald-LRT mit ggf. pflanzensoziologischer Klassifikation (Assoziation, Subassoziation, Subtypen und Ausbildungen (feuchte bzw. trockene Varianten)).
- Geographische Lage und Nummer der vegetationskundlichen Geländeaufnahmen (nur für die pflanzensoziologisch identifizierbaren Wald-LRT) mit u.a.
 - o Datum der Aufnahme
 - o Kürzel der pflanzensoziologischen Klassifikation (Assoziation, Sub-Assoziation, Subtypen und ggf. Ausbildungen)
 - o Artenliste (unterteilt in: Baum-, Strauch- und Krautschicht)
 - o Abundanz der vorgefundenen Arten

Hinweise zur Nutzung der Grundlagen

Die pflanzensoziologische Waldkartierung Luxemburgs dient als Basis für die Erstellung der LRT-Karten und die Bewertung des Erhaltungszustandes der Wald-LRT in den zu erstellenden Managementplänen der NATURA 2000-Gebiete. Dabei können alle oben genannten Informationen der digitalen Karten und der dazugehörigen Datenbank zur Geltung kommen (Wald-LRT-Einteilungen und Artenlisten).

Bei der Nutzung der pflanzensoziologischen Waldkarte ist unbedingt auf die Erläuterungen der „Notice d'utilisation de la carte des végétations forestières) zu achten. Abgrenzungskriterien sowie ggf. damit verbundene Fragestellungen bei der Geländekartierung können anhand der „Typologie des forêts luxembourgeoises“ gelöst werden.

Die entsprechenden Wald-LRT sind in der pflanzensoziologischen Waldkarte flächenscharf abzugrenzen und in die LRT-Karte der Managementpläne zu übertragen.

Bei der Erstellung dieser FFH-LRT-Karten können für jeden Wald-LRT (Gesellschaft, *Assoziationen*), die Subassoziationen bzw. Subtypen und Variaten gemäß Habitat-Typologie auf der Ebene der Assoziation zu größeren Flächeneinheiten (Kartiereinheiten) zusammengeschlossen werden.

Die so abgegrenzten Waldflächen müssen anschließend im Gelände aufgesucht und einer Erstbewertung des Erhaltungszustandes unterzogen werden, wobei ggf. zusätzliche Unterteilungen der Flächen notwendig werden. Hierzu können ggf. evtl. auch die detaillierteren Abgrenzungen und Zusatzinformationen der pflanzensoziologischen Waldkarten nützlich sein.

Für einige Wald-LRT sind außerdem im Gelände Nachkartierungen erforderlich, da diese aus verschiedenen Gründen nicht vollständig in der pflanzensoziologischen Waldkarte enthalten sind.

Alle Waldflächen, die nicht einem FFH-LRT zugeordnet werden können, sind „sonstiger Waldlebensraum“. Dieser ist zwar räumlicher Bestandteil des FFH-Gebiets, wird aber hinsichtlich der LRT nicht näher beschrieben und nicht auf seinen Erhaltungszustand bewertet. Etwaige Entwicklungsflächen im Pionierstadium bzw. Verjüngungs- oder Jungwuchsstadium sowie Pflanzungen, die zur Zeit eine eindeutige Zuordnung in die FFH-Typologie nicht zulassen, werden ggf. zu einem späteren Zeitpunkt (Monitoring im 6-Jahre Zyklus) noch einmal überprüft. Darunter fallen z. B. sämtliche Waldflächen, die aktuell gar nicht (Windwurfflächen, Kahlschläge, ...) bzw. mit nicht einheimischen Baumarten bestockt sind (Anteil > 50 % Gesamtdeckung) und / oder Wald-LRT die wegen fehlender bzw. unzureichender oder z.Zt. gestörter Artenzusammensetzung pflanzensoziologisch anhand der Typologie bzw. der FFH-Anleitung nicht eindeutig bestimmt werden konnten (dazu können auch großflächige Buchen-Verjüngungsflächen oder Dickungen gehören bzw. junge Pflanzungen oder Pionierflächen mit einheimischen Baumarten, bei denen zur Zeit der Aufnahmen die Krautschicht keine eindeutige Einordnung ermöglichte). Waldformationen, die pflanzensoziologisch nicht eindeutig bestimmt werden konnten, sind in der pflanzensoziologischen Waldkarte lediglich mit der Information der im Gelände vorgefundenen Hauptbaumart belegt.

Die prinzipielle Aufnahme- und Bewertungsmethode unterscheidet sich nicht von der im Offenland, die Hauptbewertungskriterien Struktur und Arteninventar sind für die Wald-LRT jedoch noch einmal in Unterkriterien differenziert.

Die in den Aufnahmebögen verwendeten Prozentwerte beziehen sich (wie in der Pflanzensoziologie) auf die jeweilige Deckung der Arten relativ zur Gesamtfläche (bei Bäumen ist dies die Projektion der Baumkronen auf die Fläche). Bei größeren Waldflächen ist es empfehlenswert, die Aufnahme in mehreren kleinen Probeflächen zu wiederholen und die endgültigen Werte zu mitteln, da sonst die Übersicht verloren geht.

Das wichtigste Kriterium zur Abgrenzung von FFH-Wald-LRT zu nicht FFH-Wald-LRT liegt im Anteil der Leitbaumart sowie der lebensraumtypischen Begleitbaumarten.

Bestände, in denen lebensraumfremde Baumarten einen Deckungsgrad über 50 % aufweisen, sind nicht mehr als FFH-Wald-LRT aufzunehmen.

Bei der Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen werden zur Einschätzung der Mehrschichtigkeit des Bestandes verschiedene **Wuchsklassen** bzw. **Entwicklungsstufen** verwendet. Diese sind nach folgenden Kategorien eingeteilt:

- 1 Blöße (temporär baumfreie Flächen)
- 2 Frühstadien natürlicher Bewaldung mit lebensraumtypischen Pioniergehölzarten (mittlere Höhe < 2 m)
- 3 Jungwuchs (mittlere Höhe < 2 m)
- 4 Dickung / Stangenholz (mittlere Höhe \geq 2 m, BHD \leq 13 cm)
- 5 geringes bis mittleres Baumholz (BHD 14 – 49 cm)
- 6 starkes Baumholz (BHD 50 – 79 cm)
- 7 sehr starkes Baumholz (BHD \geq 80 cm)

BHD bedeutet Brusthöhendurchmesser, d.h. der Stammdurchmesser in einer Höhe von 1,30 m über dem Boden. Zur „Eichung“ des Kartierers ist bei den Aufnahmen zumindest anfangs eine Kontrolle mittels Maßband empfehlenswert.

Sämtliche Gehölze (lebensraumtypische und nicht typische, Bäume und Sträucher) in allen Schichten (Hauptbestand, Nebenbestand, Unterstand, Überschildung und Überhalt) sind zu berücksichtigen.

Die bei der Strukturbewertung aufgeführten Wuchsklassen werden dann angekreuzt, wenn diese mindestens 10 % bei der zu bewertenden Teilfläche einnehmen. Abweichend hiervon gilt 5 % bei den ersten beiden Klassen (Blöße und Frühstadium der Bewaldung mit Pioniergehölzarten). Baumarten der Schlussgesellschaft treten in nennenswertem Umfang erst ab Klasse 3 auf. Als „Baumholz“ sind die Klassen 5, 6 und 7 zu verstehen.

Bei den Bewertungsbögen für die Wald-LRT wurde zusätzlich noch eine Ankreuzliste zur Erfassung wertvoller Kleinstrukturen beigefügt. Falls bei den Kartierarbeiten solche Strukturen auffallen, sind diese entsprechend anzukreuzen.

Die Ergebnisse der Kartierungen sind den im Anhang beigefügten Karten und den Kartierungsbögen zu entnehmen.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass auf 42 % der Gesamtfläche **Luzulo-Fageten** stocken (vom Wuchspotential auf über 72 %) deren Erhaltungszustand mit B (gut bis mittel) für die lebensraumtypischen Habitatstrukturen bewertet werden kann. Das gilt auch für das lebensraumtypische Arteninventar. 24 % der Fläche wird von **Asperulo- / Melico-Fageten** eingenommen, die ebenfalls mit B bewertet werden können.

Die verbleibenden Flächen (= 34 %) sind mit Nadelhölzern bestockt oder durch Straßen-, Wege- und andere Baumaßnahmen einer anderen Nutzung zugeführt.

38 % der gesamten Waldfläche wird bestockt von Sukzessionsstadien (15 (= Wibke) bis 45 Jahre alte Bestände). Auffallend ist der Mangel an stehendem Totholz.

Eine Standortüberprüfung der bereits 1989 (vor Wibke) durchgeführten Waldbiotop-Kartierung (vgl. Biotopkartierung der Gemeinde Niederanven. Oekofonds, Luxemburg) erbrachte folgende Ergebnisse:

Biotop-Lage/Abteilung	Zustand/Wertung 1989	Zustand/Wertung 2003/2004
1. Laangmuer, Spatzley, Itzigersteig / Abt. 79-83 / 78	Gut entwickelter Hainsimsen-Buchenwald (Hallenwald)	Einige Sukzessionsstadien. Sehr gut entwickelt. Naturwaldreservat-Eignung.

2. Rammeldangerknaeppchen / Abt. 53-55, 69, 70	Große Naturverjüngungsflächen der Rotbuchen unter Schirm von wertvollen Samenträgern	Sehr gut entwickelte Verjüngungsflächen und Sukzessionsstadien.
---	--	---

Im östlichen Teil der Landschaftseinheit Grünewald, der zur Gemeinde Niederanven gehört (mit Grünewald, Jesselsknapp, Hanner Findel, Kueleburg, Waldhaff, Warschent, Massepad, Kamesbiereg, Schlamfeld, Brede Wuls) dominiert die sandige Fazies des Unteren Lias, der Luxemburger Sandstein, der im Osten durch ein Band aus Psilonotenschichten, aus dunklen Margeln und Kalken, gekennzeichnet ist.

Weitgehend unvergleyte, sandige, lehmig-sandige und sandig-lehmige Braunerden und Parabraunerden aus Kalksandstein, Sand oder Verwitterungstone dominieren. Die Hanglagen werden von Sanden geprägt. Im Nordwesten treten schwach bis mäßig vergleyte sandige, lehmig-sandige oder sandig-lehmige Parabraunerden über Tonschichten auf.

Geologie, Pedologie und Orographie bestimmen die Vegetationsmosaiken, die bestockt sind durch konkurrenzfähige *Fagus sylvatica*-Bestände. Sie bildet, je nach Untergrund zwei Gesellschaften aus, wobei auf ärmeren Standorten der Hainsimsen-Buchenwald großräumig vorherrscht (mit *Luzula luzuloides*, *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Rubus idaeus* u. a.). Auf Laangemuer, Spatzley und Schoffiels-Schetzel sind diese Hallenwälder besonders gut ausgeprägt. Mosaikartig treten hier auch Perlgras-Waldmeister-Buchenwald-Assoziationen auf. *Asperula odorata* und *Luzula luzuloides* können hier nebeneinander auftreten. Durch isolierte auftretende Mardellen werden lokale Feuchtgebiete geschaffen.

Der Perlgras-Waldmeister-Buchenwald tritt jedoch vorzugsweise in den nährstoffreicheren Mulden und Hanglagen auf (u. a. Osthänge bei Hoster-Rammeldange). *Melica uniflora*, *Asperula odorata* und *Milium effusum* sind charakteristische Arten. An feuchteren bzw. frischen Standorten treten *Arum maculatum*, *Circaea lutetiana*, *Stachys sylvatica* und *Deschampsia caespitosa* auf.

Auch in der Gemeinde **Walferdange** treten im Gebiet des Quantebierg, Faulseng und Beckerboesch (westlich von Stafelter) Mosaik von Hainsimsenbuchenwald und Perlgrasbuchenwäldern auf (vgl. Kartographie des Biotops de la commune de Walferdange. Oekofonds 1989, Luxemburg).

Schützenswerte Magerrasen befinden sich südlich von Dommeldange, auf dem Luxemburger Sandstein Plateau des **Kuebeberg**. Charakterarten der Sandrasen, Mauerpfeffer-Triften und Felsbandgesellschaften wurden bereits von REICHLING (1980, 1987) nachgewiesen. Schlehe und Besenginster überwachsen an vielen Standorten die Silikat-Magerrasen (u. a. *Festuca longifolia* ssp. *pseudocostei*, *Erigeron acer*, *Petrorhaya prolifera*, *Phleum bertoloni*, *Lactuca virosa*, *Orabranche purpurea*, *Ononis repens*).

4.2. Wichtige Tierarten im FFH-Gebiet Grünewald

In enger Zusammenarbeit mit dem Naturhistorischen Museum in Luxemburg (Abteilungsleiter Marc Meyer), deren Datenbank für den Grünewald analysiert werden konnte und deren Bibliothek uns für die Studie zur Verfügung stand, wurden die bisher vorliegenden faunistischen und floristischen Daten über das Gebiet gesichtet (u. a. BECK 1991, DIEDERICH 1986; DIEDERICH und SERUSIAUX 2000; DIETZ, FRANK und PIR 1999; ENGEL, HARBUSCH und SCHEUER 1993; FABER 1976; FABER und MEISCH 1978; FERRANT 1891; GJERDE und KOVACIC 1999; HARBUSCH 1999, 2003; HARBUSCH, ENGEL und PIR 2002; JUNCK 1989; KOLTZ 1897; LAMBINON et al. 1998; MODERT 1973; MOUSSET 1965, MÜLLER 1997; PEIFFER und PIR 1994; PIR 1996; PIR und ROEGGEN 1988; REICHLING und WERNER 1980; SCHLEY et al. 1998; SERUXIAUX, DIEDERICH, ERTZ und VAN DEN BOOM 2003). Hinzu kamen Daten, die insbesondere für die Avifauna von Herrn Raymond Peltzer (Leiter des Beringungswesens der LNVL [Letzebuurger Natur- a Vulleschutzliga]; Haus der Natur, L-1898 Kockelscheuer) zur Verfügung gestellt wurden.

Der Strukturreichtum einer Landschaft steuert den Artenreichtum. Das wird besonders deutlich bei der Avifauna von Luxemburg (vgl. u. a. CONZEMIUS 1998; HULTEN und WASSENICH 1961; JANS et al. 2000; KIEFER 1998; LORGE 1998, 2000; MELCHIOR et al. 1987; PELTZER 1977, 1978, 1981, 1989; SANDERS 1994; SCHMITT und MÜLLER 1997; STREICHER 2000; WASSENICH 1967; WEISS 1995, 2002). Er steuert auch den Artenreichtum der Wälder. Das gilt auch für die im Grünewald bisher nachgewiesenen Fledermaus-Arten (u. a. *Myotis myotis*, *Myotis nattereri*, *Myotis mystacinus*, *Myotis bechsteini*, *Myotis daubentoni*, *Eptesicus serotinus*, *Vespertilio murinus*, *Nyctalus noctula*, *Nyctalus leisleri*, *Pipistrellus pipistrellus*; vgl. DIETZ et al. 1999; HARBUSCH 1999; HARBUSCH et al. 2002).

Unter den großen Carabiden fanden wir 2003 *Carabus coriaceus*, *C. violaceus* und *C. nemoralis*. *Abax ovalis*, *Platycerus caraboides* oder *Pyrrhidium sanguineum* wurden bereits von MOUSSET (1965) für den Grünewald nachgewiesen und konnten von uns 2003 erneut bestätigt werden. *Abax ovalis* ist stenotop an feuchte Buchen und Eichen-Buchen-Mischwälder gebunden. Der Rote Scheibenbock (*Pyrrhidium sanguineum*) wurde von uns unter Eichenholz an der Straße nach Echternach gefunden, der zu den Lucaniden gehörende *Platycerus* nördlich der Autobahn beim Foires Internationales de Luxembourg.

Von uns nicht gefunden wurden die prioritären FFH-Anhang-II-Arten *Osmoderma eremita* und *Cerambyx cerdo*. Das kann natürlich auch daran liegen, dass alte freistehende Eichenbestände „Mangelware“ sind (vgl. hierzu u. a. BETTAG et al. 1980, 1981, BRÜNNER und VON DUNK 2003, CONRAD 1994, EISINGER 1993, ENTOMOLOGEN-VEREINIGUNG SACHSEN-ANHALT 2000, FARTMANN et al. 2001, JABLOKOFF 1943, KÖHLER 2000, LUCE 1996, MÖLLER 1995, RANIUS und NILSSON 1997, RANIUS 2000, 2001, 20002, RANIUS und JANSSON 2000, RINGEL et al. 2003, RÖSSNER 1997, SCHAFFRATH 2003, SIERING 2001, STEGNER 2004, SVENSSON et al. 2003, WEIGEL 1998, WENICKE 2002).

Auch die Molluskenfauna wird geprägt von Wald- bzw. Waldrandarten. Dazu gehören die bereits 1891 von FERRANT (1891) nachgewiesenen *Arianta arbustorum* (L.) ebenso wie die in feuchten Schluchten vorkommende *Carychium minimum*, wie *Limax maximus* oder *Cochlodina laminata*.

Zahlreiche Schmetterlingsarten und deren Raupen sind an die Vegetations- und Waldstruktur des Grünwaldes gebunden. Jede Jahreszeit besitzt charakteristische Arten. Ein häufiger Schmetterling im Frühlingsbuchenwald des Grünwaldes ist der Nagelfleck (*Agria tau*), dessen Männchen sowohl tag- als auch nachtaktiv sind. Er ist eine Leitart der Rotbuchenwälder, dessen Raupen allerdings nicht monophag an *Fagus* gebunden sind.

Fledermäuse als Indikatoren der Habitatqualität

Von 30 von uns in Mitteleuropa genauer untersuchten Säugetierarten der Anhänge II, IV und V kamen 13 im FFH-Gebiet des Grünewaldes von Luxemburg vor, darunter befinden sich 10 Fledermäuse (nur Detektor-Nachweise).

Tab.: Säugetiere, Reptilien und Amphibien der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie mit Monitoring-Verpflichtungen

Säugetiere	Anhänge FFH			Nachweise 2003/2004 für den Grünewald
	II	IV	V	
1. <i>Barbastella barbastellus</i> (Mopsfledermaus)	*	*		-
2. <i>Castor fiber</i> (Biber)	*	*		-
3. <i>Eptesicus nilssonii</i> (Nordfledermaus)		*		-
4. <i>Eptesicus serotinus</i> (Breitfledermaus)		*		*
5. <i>Felis silvestris</i> (Wildkatze)		*		-
6. <i>Lutra lutra</i> (Fischotter)	*	*		-
7. <i>Lynx lynx</i> (Luchs)	*	*		-
8. <i>Martes martes</i> (Baummarder)			*	*
9. <i>Minipoterus schreibersii</i> (Langflügelfledermaus)	*	*		-
10. <i>Muscardinus avellanarius</i> (Haselmaus)		*		*
11. <i>Mustela putorius</i> (Iltis)			*	*
12. <i>Myotis bechsteinii</i> (Bechsteinfledermaus)		*	*	*
13. <i>Myotis brandtii</i> (Große Bartfledermaus)		*		-
14. <i>Myotis dasycneme</i> (Teichfledermaus)	*	*		-
15. <i>Myotis daubentonii</i> (Wasserfledermaus)		*		*
16. <i>Myotis emarginatus</i> (Wimperfledermaus)	*	*		-
17. <i>Myotis myotis</i> (Großes Mausohr)	*	*		*
18. <i>Myotis mystacinus</i> (Kleine		*		*

Bartfledermaus)				
19. Myotis nattereri (Fransenfledermaus)		*		*
20. Nyctalus leisleri (Kleiner Abendsegler)		*		*
21. Nyctalus noctula (Abendsegler)		*		*
22. Pipistrellus kuhlii (Weißrandfledermaus)		*		-
23. Pipistrellus nathusii (Rahhautfledermaus)		*		-
24. Pipistrellus pipistrellus (Zwergfledermaus)		*		*
25. Pipistrellus pygmaeus (Mückenfledermaus)		*		-
26. Plecotus auritus (Braunes Langohr)		*		-
27. Plecotus austriacus (Graues Langohr)		*		-
28. Rhinolophus ferrumquinum (Große Hufeisennase)	*	*		-
29. Rhinolophus hipposideros (Kleine Hufeisennase)	*	*		-
30. Vespertilio murinus (Zweifarbfloderm Maus)		*		*

Bereits DIETZ, FRANK und PIR legten 1999 erste Ergebnisse über die Fledermaus-Fauna des Grünewaldes mit Detektoren vor und bestätigten bzw. ermittelten auf 7 Transekten das Vorhandensein dieser Arten:

1. Nyctalus noctula (Schreber, 1774)
Häufige Art
2. Nyctalus leisleri (Kuhl, 1817)
Häufige Art in allen Transekten
3. Myotis myotis (Borkhausen, 1797)
4. Myotis nattereri (Kuhl, 1817)
5. Myotis bechsteinii (Kuhl, 1817)

6. *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817)
7. *Myotis mystacinus* (Kuhl, 1817)
8. *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774)
9. *Vespertilio murinus* (Linnaeus, 1758)
10. *Pipistrellus pipistrellus*
Häufige Art

Für die Vitabilität einer Fledermauspopulation ist nicht nur die Qualität der Winterquartiere und Bruthabitate wesentlich, sondern deren Beziehungen zu den Jagdhabitaten und Flugtrassen. Sie müssen bei einer Habitatplanung entsprechend berücksichtigt werden (BRINKMANN und LIMPENS 1999, LIMPENS und KAPTEYN 1991).

Unter den nachgewiesenen 10 Arten sind *Myotis daubentoni*, *Myotis nattereri*, *Myotis bechsteinii*, *Nyctalus noctula* und *Nyctalus leisleris* typische Waldarten, deren Wochenstuben bevorzugt in Baumhöhlungen liegen.

Myotis daubentoni (KUHLE, 1817) kommt in fast ganz Europa vor (bis 63. Breitengrad) und bevorzugt Wälder in Gewässernähe. Wochenstuben befinden sich häufig in Baumhöhlen; Winterquartiere in Höhlen, Stollen oder Kellern. Die Jagdgebiete liegen 2-5 km um das Ruhequartier. Die Hauptbeutetiere sind Dipteren, Trichopteren und Lepidopteren.

Myotis mystacinus (KUHLE, 1817) kommt in Europa bis zum 65. Breitengrad vor. Die Sommerquartiere (Wochenstuben) liegen meist in Gebäudespalten; Winterquartiere in Höhlen, Stollen und Kellern. Das Nahrungsspektrum ist vielseitig (Dipteren, Lepidopteren, Arachnida).

Myotis nattereri (KUHLE, 1817) stößt in Europa ebenfalls bis zum 60. Breitengrad vor. Die Art bewohnt vorwiegend Wälder und Parklandschaften mit Feuchtgebieten. Als Wochenstuben dienen Baumhöhlen und Gebäude. Bei der Jagd werden Vegetationsoberflächen gezielt abgesucht. Daraus erklärt sich auch ein relativ hoher Spinnen- und Käferanteil an der Nahrung.

Myotis bechsteinii (KUHL, 1817) erreicht im Nordteil ihre Areals nur den 57. Breitengrad. Diese sehr ortstreue Waldfledermaus bevorzugt Baumhöhlen als Wochenstube. Deshalb bevorzugt sie struktur- und höhlenreiche Laub- und Mischwälder (MESCHÉDE und HELLER 2000).

Myotis myotis (BORKHAUSEN, 1797) wählt bevorzugt Dachböden als Sommerquartier. Die territorialen Männchen besitzen Paarungsreviere und häufig einen Harem von bis zu 5 Weibchen. Bevorzugte Jagdreviere sind Feld- und Wiesenlandschaften. Die Art jagt häufig dicht über dem Boden und bevorzugt Coleopteren und Orthopteren als Nahrung.

Nyctalus noctula (SCHREBER, 1774) ist eine große, bis zum 60. Breitengrad vorkommende Waldfledermaus, die als Sommerquartier Baumhöhlen bevorzugt. Die Wanderart kann über 2.000 km zurücklegen.

Nyctalus leisleri (KUHL, 1818) ist ebenfalls eine Waldfledermaus, deren Wochenstuben in Baumhöhlen liegen. Auch die Winterquartiere können in Baumhöhlen liegen.

Eptesicus serotinus (SCHREBER, 1774) ist eine „Hausfledermaus“, die menschlichen Siedlungsraum mit Parks und Gärten bevorzugt. Die Sommerquartiere liegen häufig im First von Dachstühlen. Die Jagdgebietsgröße schwankt zwischen 24 bis 77 km². Die Art nimmt auch Nahrung (insbesondere Käfer) vom Boden auf.

Vespertilio murcinus (LINNAEUS, 1758) kommt bis zum 60. Breitengrad vor. Ursprünglich wohl „Felsfeldermaus in waldigem Bergland“ kommt die Art in Städten und Parklandschaften vor.

Pipistrellus pipistrellus (SCHREBER, 1774) kommt in Garten- und Waldlandschaften vor. Sommerquartiere befinden sich häufig in oder an Gebäuden.

Für die Erhaltung insbesondere der Waldfledermausarten, die bekanntlich besonders geschützt sind, ist die Erhaltung alter Bäume (mit entsprechenden Unterschlupfmöglichkeiten) und die Existenz von Feuchtgebieten eine wichtige Voraussetzung. Deshalb müssen im FFH-Gebiet Grünwald möglichst alle alten Bäume und stehendes Totholz erhalten werden.

Amphibien als Indikatoren der Habitatqualität

Bedingt u. a. durch fehlende größere Feuchtgebiete und die Nutzung von Quellgewässer für die Trinkwassergewinnung ist die Zahl der Laichgewässer für Amphibien sehr eingeschränkt. Von 12 in den Anhängen II, IV und V der FFH-Richtlinie aufgeführten Arten kommen nur drei im Grünewald vor. *Salamandra salamandra* konnte im Glaasburgrontal und im Tal zwischen Klengewald und Houschend 2003 und 2004 nachgewiesen werden. *Triturus alpestris*, *T. vulgaris* und *T. helveticus* kamen in Weihern bei Helmsange, Eisenborn und im Knipseweier vor.

Amphibien	Anhänge			Nachweis 2003/2004 im Grünewald
	II	IV	V	
1. <i>Alytes obstetricans</i> (Geburtshelferkröte)		*		
2. <i>Bombina variegata</i> (Gelbbauchunke)	*	*		
3. <i>Bufo calamita</i> (Kreuzkröte)		*		
4. <i>Bufo viridis</i> (Wechselkröte)		*		
5. <i>Hyla arborea</i> (Laubfrosch)		*		
6. <i>Pelobates fuscus</i> (Knoblauchkröte)		*		
7. <i>Rana arvalis</i> (Moorfrosch)		*		
8. <i>Rana dalmatina</i> (Springfrosch)		*	*	*
9. <i>Rana esculenta</i>			*	
10. <i>Rana lessonae</i>		*		*
11. <i>Rana ridibunda</i>			*	*
12. <i>Rana temporaria</i>			*	*
13. <i>Triturus cristatus</i>	*	*		-

Brutvogel-Monitoring im FFH-Gebiet Grünewald

Besonders geeignete Tierarten für ein Monitoring der Waldbiozönosen des FFH-Gebietes Grünewald sind insbesondere **Vogelarten**. Sie werden u. a. auch als Nachhaltigkeitsindikatoren für die Artenvielfalt in Deutschland vorrangig ausgewählt, da sie u. a. einer Beobachtung besonders leicht zugänglich sind, ihre ökologische Valenz und Habitatbindung gut untersucht sind und eine ausreichende Zahl qualifizierter Beobachter in Luxemburg zur Verfügung steht (vgl. hierzu u. a. ACHZIGER, R., SITCKROTH, H. und ZIESCHANK, R. 2004: Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. Angewandte Landschaftsökologie 62. DOERPINGHAUS, A. 2003: Der Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt: BfN-Bericht 16: 71-74).

Die Messgröße ist dabei die Bestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten, die als aggregierter Zustandsindikator von Natur und Landschaft verstanden wird. Allerdings muss bedacht werden, dass die Bestandsentwicklung von Vogelarten naturgemäß nicht nur von der Flächennutzung sondern auch von den Prädationsverhältnissen in den Landschaften abhängt. Der Aufbau ist als dreistufige Informationspyramide konzipiert:

- Indikatorarten: Bestandsdaten bezogen auf Zielbestandswerte 2015;
- Teilindikatoren für jeden Hauptlebensraumtyp: Mittelwert aus Zielerreichungsgraden der Arten eines Hauptlebensraumtyps;
- Gesamtindikator: Mittelwert aus Teilindikatoren gewichtet nach Flächenanteil der Hauptlebensraumtypen (Agrarland 50 %, Wälder 27 %, Siedlungen 11 %, Binnengewässer 6 %, Küsten/Meere, Alpen je 3 %)

Als Datengrundlage dienen die Bestandserhebungen und Monitoringprogramme der Länder, des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA) und des Monitoringprogrammes „Greifvögel und Eulen“. Ein Problem ist die Festlegung der Zielwerte die für jede Vogelart durch eine Expertenbefragung nach der Delphi-Methode ermittelt wird.

Als Indikator-Arten für Wälder wurden vorgeschlagen:

Grauspecht

Kleiber
 Kleinspecht
 Mittelspecht
 Schwarzspecht
 Schreiadler
 Schwarzstorch
 Sumpfmeise
 Tannenmeise
 Waldlaubsänger
 Weidenmeise

Von diesen Arten brüten Schreiadler (östliche Art) und Schwarzstorch nicht im Grünewald, doch ist insbesondere der gegatterte Bereich des Grünewaldes für den Schwarzstorch sicherlich als Bruthabitat besonders geeignet. Bei einer Verbesserung der Nahrungsbedingungen und Renaturierung der Feuchtgebiete ist mit einem Brutvorkommen in der Zukunft sicherlich zu rechnen.

Der **Schwarzstorch *Ciconia nigra*** brütete erstmals 1993 wieder in Luxemburg (JANS, LORGÉ und WEISS 2000). Zwischenzeitlich wurden über 20 Bruten gemeldet, die sich im wesentlichen auf die Kantone Clervaux, Wiltz und Diekirch konzentrieren. In Redange, Echternach und Mersch werden Schwarzstörche regelmäßig beobachtet. Im nördlichen Teil des Grünewaldes sind Nahrungsbiotope und Bruthabitate für die Art gegeben (insbesondere entlang der Weißen Ernz von Scheztelbuer bis Eisenborn und Klengewald). Der Schwarzstorch ist viel stärker an das Wasser gebunden als der Weißstorch und benötigt insbesondere während der Brutzeit Ruhe. Von erheblicher Bedeutung ist der Fisch- und Amphibien-Besatz in den Gewässern. Der Schwarzstorch steht im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (79/409/CE) und im Anhang II der Berner Konvention.

Der **Kolkrabe (*Corvus corax*)** wurde in den letzten 20 Jahren immer wieder vereinzelt in Luxemburg beobachtet (vgl. Regulus 19; 2003). Nachdem die Wiederansiedlung der Art im nördlichen Saarland geglückt ist (vgl. MÜLLER, P. und ELLE, O. 2001: Zur Wiedereinbürgerung des Kolkraben (*Corvus corax*) im Saarland. *Charadrius* 37: 112-115), muss auch mit einer Wiederbesiedlung von Luxemburg vom Süden her gerechnet werden. Die Art ist keineswegs so extrem an Wälder gebunden, wie in der Literatur oftmals zitiert. Wesentlich ist, dass Ruhe im Horstbereich herrscht und dass ausreichend Nahrung zur Verfügung steht. Sofern Wild-Aufbrüche im Wald verbleiben, dürfte die

Nahrungsgrundlage für die Art gesichert sein. Ein für die Art besonders günstiges Gebiet liegt im Dreieck zwischen Waldhoff, Eisenborn und Gonderange.

Accipiter gentilis ist Brutvogel im Grünewald (u.a. Senningerberg; vgl. Tätigkeitsbericht 1985-1997 der Arbeitsgemeinschaft Feldornithologie; Regulus 19, 2002)

Dryoscopus martius ist Brutvogel im Grünewald ebenso wie Dendrocopus major und Dendrocopus medius. Der Mittelspecht brütet in Luxemburg interessanterweise auch außerhalb geschlossener Waldungen (vgl. HUTTERT, E. 1995: Erster Brutnachweis des Mittelspechts Dendrocopus medius in einer Streuobstwiese in Luxemburg. Regulus 15: 32-34).

Nach unseren Beobachtungen im Grünewald schlagen wir als Indikator-Arten für ein Zustands-Monitoring des FFH-Gebietes folgende Vogelarten vor:

1. Grauspecht
2. Kleinspecht (nur wenige Beobachtungen)
3. Mittelspecht
4. Schwarzspecht
5. Kleiber
6. Sumpfmeise
7. Tannenmeise
8. Weidenmeise
9. Waldlaubsänger
10. Hohltaube

5. Managementplan für das FFH-Gebiet Grünewald

Für die Entwicklung des FFH-Gebietes Grünewald ist die Definition und Umsetzung von allen Beteiligten gleichermaßen getragener prioritärer Zielsetzungen zwingend erforderlich:

Ziel: Reduktion vorhandener externer Einflussfaktoren

Von erheblicher Bedeutung ist die weitere Reduktion von Schadstoff- und Lärmemissionen. Durch ein ursachenorientiertes Monitoring an Umweltkompartimenten sind die Trends zu kontrollieren und geeignete Gegenmaßnahmen zu ergreifen. Auch wegen seiner Bedeutung als Trinkwasserspeicher darf der Grünewald nicht wie bisher als naturgegebener Filter für Emissionen angesehen werden.

Ziel: Besonderer Schutz der Feuchtgebiete

Der Grünewald ist bekanntlich ein wichtiger Grund- und Trinkwasserspeicher für Luxemburg. Für die Biodiversität sind jedoch von ebenso großer Bedeutung die oberirdischen limnischen Systeme.

Hier kommt dem Glasbuurgron eine besondere Bedeutung zu. Sein Abfluss wird naturgemäß nicht nur beeinflusst durch das Niederschlagsregime, sondern auch durch Quellwasserauffangsysteme. Der den Glasbuurgron umgebende Eichen- und Hainbuchenwald ist wegen seines Artenreichtums von besonderer Bedeutung.

Auch die relativ naturnahen Weiher nordöstlich von Dommeldange, Helmsange und das hydrographische System der Ernz (bei Schetzelbur) sind besonders zu schützen.

Ziel: Erhaltung von Altholzbeständen

Von erheblicher Bedeutung für die Lebensraumsicherung sehr unterschiedlicher Insektenarten ist die „Sicherung“ von Altholzbeständen und einzelnen Baumindividuen. Eine Zielvorgabe sollte sein, dass soweit überhaupt noch vorhanden, pro ha Bestandsfläche mindestens **10 Altbuchen** bis zur Totholzphase erhalten werden.

Altbuchen stellen z. B. für viele Insekten, insbesondere auch für Käferarten des Anhang II der FFH-Richtlinie, einen wesentlichen Brutbiotop dar. Das gilt z. B. für den Veilchenblauen Wurzelholz-Schnellkäfer (*Limoniscus violaceus*), dessen Lebensraumsprüche bereits 1943 von JABLOKOFF beschrieben wurden. Die Art besiedelt bevorzugt Stammhöhlen mit Bodenkontakt, die auf „recht engem Raum Übergänge zwischen nassen und trockeneren Bereichen aufweisen“ (MÖLLER, G. 2004: Der Veilchenblaue Wurzelhals-Schnellkäfer *Limoniscus violaceus* im Norden des Landes Brandenburg und im Saarland. Berlin).

Der nächste uns bekannte Fundort von *Limoniscus violaceus* sind die Laubholzaltbestände der Saarhölzbacher Saarsteilhänge und des Saarhölzbachtales. In den dortigen Höhlenbuchen wurde die Art von KÖHLER und MÖLLER nachgewiesen. Höhlenbildner an den Buchen war *Pholiota aurivella*, der auch im Grünewald im Glaasburbachtal vorkommt. In diesem besonders schützenswerten Tal, das auch für die Wasserversorgung bedeutungsvoll ist, dürfte die schwer zu findende Art nach unserer Meinung ideale Lebensbedingungen besitzen. Eine gezielte Suche in dem Tal dürfte sicherlich auch für andere Coleopteren interessante Funde für Luxemburg tätigen. Gerade diese Alt- und Totholzarten besitzen naturgemäß Bedeutung für den Managementplan des FFH-Gebietes Grünewald. Dabei sind folgende Biodiversitätssicherungsmaßnahmen zu beachten:

1. Sicherung von Biotopholz und natürlichen Alterungsprozessen

Zur Sicherung sind Eternity-Trees als „Urwald“-Grundgerüst zwingend erforderlich. Um diese langfristig zu erreichen sollten 10 vitale Bäume pro Hektar dauerhaft gesichert und markiert werden. Dadurch ist eine „Sicherung“ natürlicher Alterungsprozesse im Grünewald gesichert.

2. Sicherung von Höhlenbäumen

Tote, insbesondere aber auch lebende Höhlenbäume sind für zahlreiche Waldarten von besonderer Bedeutung. Schwarzspechtbäume mit Höhlenetagen sind für alle Höhlenbewohner wesentlich. Da Pilzbesiedlung auf sehr unterschiedliche ökologische Bedingungen reagiert, sollte in den kommenden Jahren eine Kartierung baumbewohnender Pilze im Grünewald durchgeführt werden. Der Goldfall-Schüppling *Pholiota aurivella* ist im Grünewald einer der wichtigsten Großhöhlenbildner an der Rotbuche. Der Pilz verschont das Kambrium und Teile des Splints seines Wirtsbaumes, so dass dieser eine assimilierende Krone aufrechterhalten, weiterhin Zuwachs leisten und sich trotz voranschreitender Höhlenbildung u. a. durch Überwallungen über Jahrzehnte hinaus statisch stabilisieren kann. Andere Arten wie z. B. der Schwefelsporling *Laetiporus sulphureus* können sich über Myzele nur in lebenden Bäumen etablieren, die ins Stammholz hineinreichende Eintrittspforten aufweisen.

3. Sukzessionsbäume für Pilz- und Anthropodenbesiedlung

Zahlreiche Anthropoden sind an unterschiedliche Sukzessionsphasen, an stehende oder liegende Bäume gebunden. Nach einer typischen Borkenkäfersukzession (Frühphase der Besiedlung) setzt eine hochdiverse Besiedlung im Rahmen der Abbausukzession ein.

Der Anteil von Totholz lässt sich mit **Infrarot-Luftbildern** unproblematisch erfassen, quantifizieren und als Zielwert im Monitoring-Programm (vgl. Berichtspflichten nach der FFH-Richtlinie) im sechsjährigen Rhythmus überprüfen. Dank ihrer speziellen Reflektionseigenschaften im Infrarotbereich sind sterbende und tote Bäume auf Infrarotbildern sichtbar, können relativ rasch ausgezählt und in Kombination mit einem GIS integriert werden in eine Totholzkarte (vgl. u. a. SOUVAIN, R. 2004: Totholz im Wirtschaftswald. In: Hotspot. Informationen des Forums Biodiversität Schweiz, 9:11)

Ziel: Erhöhung des Anteils dem potentiellen Wuchspotential (Luzulo- und Melico-Fageten) entsprechender Waldassoziationen auf 85 % in den kommenden sechs Jahren

Die Kulturgeschichte des Grünewaldes belegt, dass seine Existenz durch engagierte Forstleute in der Vergangenheit gesichert wurde. Bedingt durch wirtschaftliche Zwänge

und veränderte forstwirtschaftliche Leitziele wurden allerdings in der Vergangenheit – wie überall in Mitteleuropa – insbesondere schnellwüchsige Nadelhölzer im Grünewald angebaut (Fichten, Kiefern, Douglasien, Lärchen). Im Gegensatz zur Douglasie verstärken insbesondere Larix, Abies und Pinus die Podsolierungstendenzen auf den Parabraunerden des Luxemburger Sandstein. Deshalb ist es im Sinne der Zielsetzung des FFH-Gebietes sinnvoll die Bestockung mit Nadelwald **sukzessive** zugunsten naturnäherer Buchenwaldsysteme umzubauen. Bei Nadelwald-Aufforstungen, die erst in den letzten 10 Jahren erfolgten, sollten Durchforstungsmaßnahmen möglichst unterbleiben. Die Fichten sollten im Weihnachtsbaum-Stadium entnommen werden. Durch Sturmereignisse geschädigte Bestände sollten einer naturnahen Sukzession überlassen werden. Das Vorgehen bei Wertholz sollte nicht „puristisch“ sondern nach sorgfältiger Abwägung erfolgen.

Ziel: Integration von Neophyten bis Hiebreife

Das östlich von Waldhaff im Grünewald gelegene Arboretum wurde zwischen 1952 bis 1954 angelegt (Abt. 61 / 73). Die unterschiedliche Wüchsigkeit der dort ausgebrachten Baumarten (u.a. *Thuja plicata*, *Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii*, *Abies grandis*, *Abies nordmanniana*, *Larix decidua*, *Larix japonica*, *Picea sitchensis*, *Picea omorika*, *Picea abies*, *Quercus rubra*) kann auch im Rahmen der Umweltweltbildung langfristig im FFH-Gebiet genutzt werden.

Wesentlich erscheint es uns darauf hinzuweisen, dass von allen Nadelhölzern die Douglasie den geringsten negativen Einfluss auf die Braun- und Parabraunerden des Grünewaldes hat.

Es erscheint sinnvoll den Umbau von Nadelwald in Sommergrüne Laubwälder sukzessive vorzunehmen.

Ziel: Reintegration ausgestorbener regionaltypischer Arten

Eine Reihe von Arten, die zur ursprünglichen Wald-Fauna Luxemburgs gehörten, sollten – sofern die Voraussetzungen geschaffen wurden –wieder rückgebürgert werden. Dazu

gehören insbesondere der Kolkrabe (*Corvus corax*) und die Wildkatze (*Felis silvestris*). Die Integrationsfähigkeit großer Herbivoren (u.a. Wisent) sollte im Großherzoglichen Gatter getestet werden. Durch diese Art könnte eine natürliche Dynamik in den Waldsystemen eingeleitet werden.

5.1. Bionformations- und Datenbanksysteme als Grundlagen für einen Management-Plan für das FFH-Gebiet Grünewald

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union (1992) ist ein Rahmengesetz für den Naturschutz. Während seine Umsetzung in nationales Recht der Mitgliedsländer weitgehend abgeschlossen ist, ist die Meldung von NATURA-2000-Gebieten immer noch unvollständig. Sobald ein Gebiet als „Special Area of Conservation“ (SAC) ausgewiesen ist, wird die Berichtspflicht gemäß Art. 17 der FFH-RL verbindlich. Danach sind die Mitgliedsländer verpflichtet, im Abstand von **sechs Jahren** einen Bericht über die Auswirkungen der im Rahmen der Richtlinie durchgeführten Maßnahmen bei der Kommission vorzulegen (= europaweite gesetzliche Regelung zur Erfolgskontrolle im Naturschutz). Zentraler Bestandteil der **Berichtspflicht** ist die Erfassung und Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Arten und deren Vorkommen in den NATURA-2000-Gebieten (RÜCKRIEM und ROSCHER 1999).

Alle **Monitoring-Maßnahmen sollten deshalb abgestimmt sein mit den Berichtspflichten nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie**. Das gilt sowohl für notwendige Monitoring-Verfahren als auch für den Aufbau einer **relationalen Datenbank**. Als **Informations-Bausteine** kann teilweise auf **forstliche Parzellen-Einheiten** zurückgegriffen werden (vgl. Parzellen-Festlegung von 1992 auf den Orthophotos von 2001; Cartographie: Service de l'Aménagement des Bois et de l'Economie Forestière). Neben Arten-, Populations- und Habitaterfassungen können auf der Grundlage dieser Parzellen auch die für ein FFH-Gebiets-Management notwendigen Informationen gesammelt und bewertet werden.

Wesentlich ist, dass sich die Kontrolle aller Pflanzen- und Tierpopulationen einfügen sollten in

- die standardisierte Erfassung von Tier- und Pflanzenarten des Anhang II der FFH-Richtlinie (mit Überwachung der Populationen in den NATURA-2000-Gebieten; Reproduzierbarkeit der Erfassungsmethodik; bei Beachtung von Kosten-Nutzen-Relationen u.a.)

und

- die Kennzeichnung der Lebensraumtypen (mit vegetationskundlicher, ökologischer und biozöologischer Charakterisierung; Aufzeigen von Gefährdungsparametern; Benennung von Indikatoren des Erhaltungszustandes u.a.)

Deshalb wurden von uns parallel zu Arbeiten im Gelände alle relevanten ökosystemaren, forstpolitischen und umweltpolitischen Informationen ebenso wie Geschichts- und Flächennutzungsinformationen über das Gebiet zusammengestellt. Sie reichen von Daten zur Naturausstattung (u.a. GEOLOGIE; vgl. LUCIUS 1948), zur Trinkwasserqualität (u.a. Trinkwasserquell-Analysen aus dem Grünewald; vgl. MÜLLER, WILLEMS und KRÜGER 2002, 2003) oder zur Biologie bis zur Verkehrs-, Flächennutzungs-, Forst- (u.a. RISCHARD 1918) und Umweltpolitik (u.a. BODE 1995). Der Aufbau des Informationssystems für das Untersuchungsgebiet und die Wildtierpopulationen folgt MÜLLER et al (2001).

Soweit einzelne Bausteine des gesamten Informationssystems für die vorliegenden Probleme wichtig sind, werden sie in den folgenden Kapiteln näher behandelt.

Wesentlich für ein **biologisches Langzeitmonitoring** ist das Sammeln, Dokumentieren, Auswerten und Bewerten von Bioinformationen in den Untersuchungsgebieten (u.a. FFH-Gebiete). Hierbei werden unter dem Begriff **Bioinformation** Informationen zum Vorkommen, zu Abundanzen und zur raum-zeitlichen Dynamik von Arten bzw. Taxa verstanden. Dies beinhaltet auch Information zur Zusammensetzung und Veränderung von Biozöosen.

Insbesondere für das Langzeitmonitoring ist es **notwendig**, diese Bioinformation in einem geeigneten Informationssystem zur Verfügung zu haben.

Während auf europäischer Ebene Metainformationssysteme (MIS) wie z.B. GDDD, La Clef eingeführt wurden, hat sich in Deutschland, insbesondere durch die Erfordernisse des Umweltinformationsgesetzes (8. Juli 1994), früh im Bereich der Umweltverwaltung der Zwang ergeben, auf der Basis eines Metainformationssystems Auskunft über vorhandene, umweltrelevante Datenbestände zu erteilen (Richtlinie 90/313/EWG). Das hierfür entwickelte Programmsystem, der Umweltdatenkatalog (UDK), gibt an, wo bestimmte umweltrelevante Informationen in Behörden des Bundes und der Länder vorliegen. Der Wunsch nach geordneter leicht zugänglicher Information hat darüber hinaus zur

Entwicklung weiterer Informationssysteme geführt, die bestimmte Gruppen oder Themen zum Inhalt haben, wie z.B. FloraWeb (Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands), welches alle zu einer Pflanzenart relevanten Informationen (wie Vorkommen, ökologische Ansprüche, Schutzstatus) darstellt, LEPIDAT (Schmetterlings-Datenbank), die zur FAUNADAT ausgebaut werden soll, oder WILD (Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands). Im Mittelpunkt von FloraWeb und LEPIDAT stehen die Arten und Angaben zu deren Gefährdung bzw. Schutzstatus, während in WILD jagdpolitisch relevante Arten und deren Vorkommen und Dichten dargestellt werden.

Für ein ökologisches Langzeitmonitoring im Rahmen der Umsetzung der FFH-Richtlinie werden dagegen in erster Linie **raumbezogene Bioinformationen** benötigt. Ziel ist demnach zunächst die systematische Sammlung und Dokumentation der vorhandenen raumbezogenen Bioinformation in Form von Metadaten als Grundlage für ein **Informationssystem**, welches ermöglicht Bioinformation schnell und effektiv zugänglich zu machen. Im Kontext der raumbezogenen Bioinformation handelt es sich um Metainformation über Tier- und Pflanzengruppen. Wesentliche **Inhalte** und **Bausteine** des geplanten Bioinformationssystems sollen folgende Aspekte sein:

- Angaben zum **räumlichen Bezug** der Bioinformation,
- **Bewertung der Bioinformation** im Hinblick auf **Veränderungen des Artenspektrums**,
- **Bewertung der Bioinformation in Bezug auf ihre Indikationsleistung** für Lebensraumveränderungen,
- **Suchstrategien** zum schnellen Auffinden relevanter Informationen,
- ein **umfassendes, kommentiertes Verzeichnis der Informationsquellen** (Literatur, Internetadressen).

Dadurch wird eine umfassendere Interpretation der ökologischen Gesamtsituation ermöglicht und somit die Aussagefähigkeit über den jeweiligen Umweltzustand deutlich erhöht. Wichtig hierbei ist, dass das IS auch Informationen über frühere Jahre integriert und somit retrospektive Aussagen und Vergleiche zulässt.

Das Informationssystem wurde zunächst **konzeptionell entworfen** und kann nach einer Testphase **implementiert** werden. Hierbei kann auf umfangreiche Erfahrungen und

Kenntnissen aufgebaut werden, die unter anderem durch die konzeptionelle Entwicklung und Implementierung des „**Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands**“ (WILD) gewonnen wurden. Im Rahmen dieses Projektes wurde u.a. ein Informatiker eingestellt mit umfassenden Kenntnissen im Umgang mit Datenbanken (SQL, Oracle etc.) und Server-Administration sowie eine intensive Zusammenarbeit mit dem Rechenzentrum der Universität Trier aufgebaut, was eine zielgerichtete Umsetzung des Projekts sicherstellt.

Im Monitoring geht es um die **Erfassung von Arten und Populationen mit wissenschaftlich fundierten Methoden**, um so in Zukunft eine abgesicherte Informationsbasis sowie Diskussionsgrundlage zur Darstellung der Bestandsdichten und -entwicklungen zu haben. Diese sollen für naturschutzrelevante Entscheidungen zur Verfügung stehen.

Hinzu kommt, dass neben der Populationsentwicklung der Arten genaue Kenntnisse der Landschaften, in denen diese Arten in Lebensgemeinschaften leben, notwendig sind. Deshalb müssen auch Geographische Informationssysteme (GIS), die möglichst auch die **Parzellenstrukturen und wichtige Naturfaktoren** abbilden, im Rahmen eines effektiven Monitorings eingesetzt werden, um sachdienliche Konzepte für Schutz und nachhaltige Nutzung zu entwickeln.

Für eine effektive und sinnvolle Verwaltung aller anfallenden Monitoring-Daten ist der Aufbau eines **projektorientierten Informationssystems** unbedingt erforderlich. Die Anforderungen an ein derartiges System sind der nachfolgenden Abb. zu entnehmen, wobei eine lückenlose und systematische Dokumentation aller anfallenden Daten im Vordergrund stehen sollte.

Anforderungen:

- lückenlose und systematische Dokumentation aller anfallenden Daten
- allgemeine Leistungsanforderungen

Daten erheben und fortschreiben: <ul style="list-style-type: none"> • einheitlich • systematisch • valide • plausibel • aktuell 	Daten verfügbar machen: <ul style="list-style-type: none"> • nach organisatorischen Regelungen • nach Regeln des Datenschutzes • für Teilnehmer nach spezifischen Bedarf • für Weiterverarbeitung 	Daten aufbereiten: <ul style="list-style-type: none"> • standardisierte Berichte • graphische Darstellung 	Daten auswerten: <ul style="list-style-type: none"> • deskriptive Statistik • multivariate Statistik • Hypothesen prüfen • Daten interpretieren
---	--	--	--

Abb.: Anforderungen an das Informationssystem

Den Kern des Informationssystems bilden die in der Datenbank zu verwaltenden Daten zusammen mit den im Geographischen Informationssystem vorhandenen Daten. Die anfallenden Daten unterteilen sich in Dokumentations-, Sach- und Geometriedaten. Zur Definition der Daten, die im vorgeschlagenen Informationssystem verwaltet werden sollen, ist die Erarbeitung eines Datenkatalogs erforderlich. Der Inhalt dieses Datenkatalogs soll sich im Wesentlichen nach den in den Richtlinien definierten Vorgaben richten. In diesem sollten alle anfallenden Daten genau definiert werden (Name, Datentyp, Länge, Domäne, Zusammenhänge, etc.).

Entwicklung eines projektorientierten Informationssystems für das Untersuchungsgebiet

(hierbei bilden die in der Datenbank zu verwaltenden Daten zusammen mit den im Geographischen Informationssystem zu verwaltenden Daten den Kern des Informationssystems)

Anfallende Daten:

Dokumentation: <ul style="list-style-type: none"> • Konzeptionelle Grundlagen • Informationen zu Methoden/Richtlinien • Publikationen??? • 	Sachdaten: <ul style="list-style-type: none"> • Informationen zu Parzellen • Informationen zu Mitarbeitern • Informationen zu einzelnen Arten • 	Geometriedaten: <ul style="list-style-type: none"> • Parzellengrenzen • Gemeindegrenzen • hydrologische Systeme • 	Fremddaten
---	--	--	-------------------

Abb.: Entwicklung eines projektorientierten Informationssystems

Neben zentralen Aufgabenbereichen wie dem Artenmonitoring sind eine Reihe weiterer Informationsebenen zu erwähnen, die für die Interpretation der erhobenen Daten unverzichtbar sind (z.B. meteorologische bzw. phänologische Daten sowie Daten aus anderen Monitoringprogrammen).

- Während der Implementation sollen organisatorische, konzeptionelle und methodische Fragen zwischen dem Systementwickler und den kooperierenden wissenschaftlichen Einrichtungen geklärt werden.
- Darauf aufbauend sollen alle notwendigen Teilschritte konkret umgesetzt werden. Hierzu gehört die Erarbeitung des Datenbankmodells (u.a. Konzeption, Entwicklung des ER-Modell), woran sich die Testphase und Implementierung der Datenbank anschließen wird.

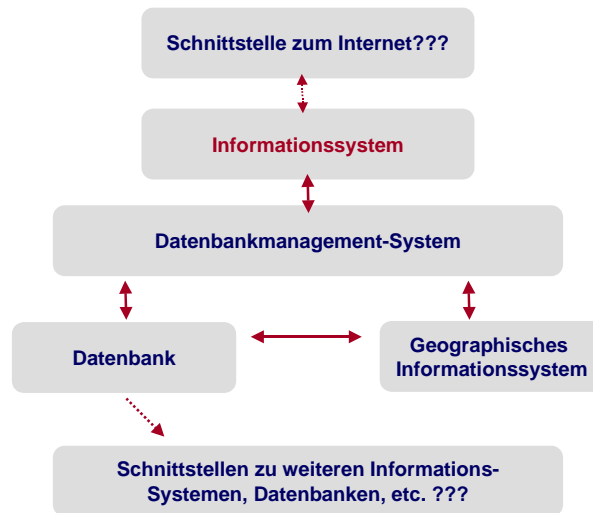


Abb.: Übersicht über Entwicklungsmöglichkeiten

5.2. Waldsimulationsmodell für den Grünwald

Der Grünwald ist, wie viele andere Waldgebiete heute einer Veränderung der Ansprüche der Gesellschaft ausgesetzt, die in den letzten Jahren eine ungeheure Dynamik entwickelt hat. War noch vor drei Jahrzehnten die Produktion von Holz die wesentliche Anforderung der Allgemeinheit, der sich Forstleute gegenübersehen, so sind die Ansprüche heute wesentlich anspruchsvoller geworden. Das erfordert natürlich auch **neuartige Planungswerkzeuge für die Forstwirtschaft**.

Holz und Holzprodukte werden zwar von den Verbrauchern stark nachgefragt, weil sie mit Begriffen wie Natur, Naturverbundenheit und Umweltfreundlichkeit belegt sind. Gefordert wird zugleich eine Waldwirtschaft, die der Erdatmosphäre Kohlendioxid entzieht; ebenso soll sich der Wald als letztes Refugium für Wildkatze, Baummarder, Mittelspecht und Hohltaube eignen und als Anker der biologischen Vielfalt inmitten einer belasteten Kulturlandschaft dienen.

Gleichzeitig nimmt die Freizeitgesellschaft den Wald in dramatisch zunehmendem Maß in die Pflicht. Mehr denn je soll er „eine ästhetisch attraktive Umgebung formen, in der man sich von der tristen Optik des Bildschirmarbeitsplatzes erholen oder sich auf dem Mountainbike den täglichen Stress von der Seele treten kann.“ Trinkwasserschutz, Lärmschutz und Immissionssenke sind Waldfunktionen mit stetig wachsender Bedeutung für die Gesundheit des Menschen. Die internationalen Vereinbarungen zum Klimaschutz (Kyoto 1997), dem Waldschutz (Helsinki 1993, Lissabon 1998) und Biodiversitäts-Konventionen (Rio 1992) indizieren die weltweit veränderten Rahmenbedingungen der Forstwirtschaft.

Solange die Forderung nach nachhaltiger Holzproduktion Vorrang hatte, standen mit eigens entwickelten Tabellenwerken ausreichend Werkzeuge zur Prognose der zukünftigen Waldentwicklung zur Verfügung. Bei den komplexen Anforderungen an ein Wald-Management für FFH-Gebiete sind diese Tabellenwerke unzureichend. Heute befinden sich Computerprogramme bereits auf dem Markt, die als „Rückgrat eines modernen Informationssystems für das Management von Waldökosystemen“ angesehen werden können.

SILVA, ein Simulationsmodell das seit 1989 an der TU-München entwickelt wurde, ist ein Beispiel, das es erlaubt, die zu erwartende Entwicklung unterschiedlichster Waldtypen auf Kleinflächen – bis hin zur Regionalebene unter verschiedenen Behandlungsstrategien abzuschätzen.

Der Waldwachstumssimulator SILVA löst Waldbestände in ihre Einzelbäume auf, deren Miteinander er als räumlich-zeitliches dynamisches System nachbildet. Das Simulationsmodell geht schon in seiner Grobstruktur von einem erweiterten Systemverständnis aus. Der Zuwachs eines Baumes ergibt sich demnach aus:

- den standörtlichen Gegebenheiten, die für den zu betrachtenden Waldbestand gelten
- dem Baumzustand, der sich im Wesentlichen in der Ausformung seiner Krone ausdrückt
- der räumlichen Struktur der Bestandes, d.h. die Anordnung der Einzelbäume und deren Besetzung des dreidimensionalen Raumes

Diese Bestandesstruktur führt zu einer ganz bestimmten räumlichen Wuchskonstellation für jeden einzelnen Baum ,die aufgrund des von seinen Nachbarn ausgeübten Konkurrenzdruckes seinen Zuwachs mehr oder weniger einschränkt. Veränderungen der Bestandesstruktur, sei es im Zuge forstwirtschaftlicher Maßnahmen, Kalamitäten oder einfach des Wachstums oder Absterbens der einzelnen Bäume, führen zu Veränderungen der Einzelbaum-Wuchskonstellationen und beeinflussen somit entscheidend die Weiterentwicklung der Einzelbäume und damit des Bestandes, einschließlich seiner räumlichen Struktur.

Waldbestände sind dynamische Systeme, die durch starke Rückkopplungseffekte geprägt sind. Gerade diese Rückkopplungen machen sich die Waldbewirtschafter zunutze, wenn sie Bäume entnehmen, um die Entwicklung des verbleibenden Bestandes zu steuern und um damit Einnahmen zu erzielen. Da SILVA eben diese Rückkopplungen explizit nachbildet, stellt der Simulator ein sehr effizientes Werkzeug zur Nachbildung der dynamischen Reaktion von Wäldern auf verschiedenste Behandlungen dar.

In ihrer Anwendbarkeit waren Wuchsmodelle wie SILVA bisher sehr begrenzt, da sie als Startwerte die Stammfußkoordination aller Einzelbäume benötigten, die aber allenfalls auf

langfristigen wissenschaftlichen Versuchsflächen oder permanenten Probeflächen der Forstbetriebsinventuren bekannt sind. Durch Vorschaltung eines eigens entwickelten Strukturgenerators lassen sich auch für Bestände, von denen die Baumverteilung nicht exakt bekannt ist, Anfangskonstellationen für Prognoseläufe erzeugen, die mit den wirklichen Anfangskonstellationen in den wesentlichen Merkmalen gut übereinstimmen. Verbale Strukturbefunde, wie z.B. trupp- bis gruppenweise Mischung verschiedener Baumarten, setzt der Generator in einen konkreten Anfangsbestand um, mit dem das nachgeschaltete Wuchsmodell dann seinen Prognoselauf beginnt.

Einer der wichtigsten Bausteine des Wuchsmodells SILVA ist die Erfassung der räumlichen Wuchskonstellation der Bäume, die über einen sogenannten Konkurrenzindex bestimmt wird. Da der eigens für SILVA entwickelte Konkurrenzindex auf statistischer Basis hergeleitet wurde, beinhaltet er nicht nur Beschattungs- und Einengungseffekte, sondern bildet ebenso Wurzelkonkurrenz und andere Antagonismen ab.

Das Wuchsmodell SILVA lässt sich einsetzen:

- a) in der waldbaulichen Planung,
- b) um die Auswirkungen von Klimaänderungen und Baumartenwahl abschätzen zu können,
- c) zur Fortschreibung von Inventurdaten
- d) zur Landschaftsvisualisierung
- e) **für Berichtspflichten und Monitoring nach Art. 17 der FFH-Richtlinie**

und

- f) für die Umwelterziehung und Ausbildung

Das Wuchsmodell SILVA liegt in Software-Implementierung für Windows 95 / 98 / 2000 / XP und Windows NT vor. Als Programmiersprache wird Object Pascal / Delphi verwendet. Das Programm ist ca. 2,8 Mbyte groß und umfasst über 80.000 Programmzeilen. Zurzeit wird es in der Programmiersprache C++ neu verfasst.

5.3. Monitoring und Berichtspflichten nach der FFH-Richtlinie

Die FFH-RL definiert in ihren Anhängen europaweit schützenswerte natürliche Lebensraumtypen (LRT; Anhang I) sowie Tier- und Pflanzenarten (Anhang II), deren Vorkommen Grundlage für die Ausweisung besonderer Schutzgebiete darstellen. Vogelschutzgebiete (Vogelschutz-Richtlinie; VS-RL; 79/409 EWG) werden in das Schutzgebietssystem NATURA 2000 integriert. Darüber trifft die Richtlinie auch Aussagen zum Artenschutz bei wirtschaftlich genutzten oder gefährdeten Arten (Anhänge IV und V).

Nach Art. 17 der FFH-RL sind die Mitgliedsländer verpflichtet, im Abstand von sechs Jahren einen Bericht über die Auswirkungen der im Rahmen der Richtlinie durchgeführten Maßnahme bei der Kommission vorzulegen. Damit liegt erstmals eine europaweite gesetzliche Regelung zur Erfolgskontrolle im Naturschutz vor (vgl. RÜCKRIEM und SSYMANK 1997, RÜCKRIEM und ROSCHER 1999, SSYMANK 1997). Zentraler Bestandteil der Berichtspflicht ist die Erfassung und Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen in den NATURA-2000-Gebieten. Zwischenzeitlich liegen eine Vielzahl von Vorschlägen vor, wie diese „Berichtspflichten“ sachgerecht strukturiert sein sollen (vgl. u.a. FARTMANN et al. 2001). Viele der Vorschläge sind zwar dadurch gekennzeichnet, dass dem Populations- und Habitat-Monitoring (u.a. Erfassung des Erhaltungszustandes) große Bedeutung beigemessen wird, ein Ursachen-Monitoring allerdings häufig zu kurz kommt. Deshalb wird von uns im Rahmen des Managementplans für das FFH-Gebiet Grünewald neben einem stärker deskriptiven Populations- und Habitat-Monitorings ein wesentlich stärker ursachen-orientiertes Monitoring vorgeschlagen, das insbesondere die stofflichen und energetischen Veränderungen in wichtigen Ökosystemkompartimenten berücksichtigt.

Grundlagen für ein ursachenorientiertes Monitoring im FFH-Gebiet Grünewald

Klimatische und stoffliche Einflüsse auf das Waldökosystem Grünewald werden seit Jahren u.a. im Rahmen europäischer Waldforschungsprogramme untersucht. Ihre Bedeutung für den Einfluss von extremen Faktoren auf das gesamte Ökosystem ist unbestritten, und die Kontinuität der Mess-Serien muss unbedingt auch in Zukunft gesichert werden.

Zusätzlich ist es jedoch wichtig Verlauf und Wirkung von Umweltchemikalien in wichtigen Arten des FFH-Gebietes zu kontrollieren. Vier Arten, die eine unterschiedliche Bedeutung für das FFH-Gebiet besitzen werden hierzu von uns, als Bestandteile eines ursachenorientierten Monitoring-Programmes, vorgeschlagen. Dazu gehört zunächst **Fagus sylvatica**, die als bestandsbildende Art der Fageten von zentraler Bedeutung ist. Anders als Buche wird die Fichte (**Picea abies**) langfristig aus dem Gebiet verschwinden; gerade deshalb erscheint auch sie von erheblichem Interesse für ein Monitoring. Für die Charakterisierung von Bodenprozessen sind die Regenwürmer (**Lumbriciden**) wesentlich. Als wichtigste Herbivoren-Art, die insbesondere in Waldverjüngungsphasen zu Zielkonflikten zum Entwicklungsziel beitragen kann, wird das **Reh (Capreolus capreolus)** vorgeschlagen.

Für die vier Arten wurden von uns detaillierte Proben- und Analyse-Richtlinien entwickelt, ohne die ein reproduzierbares Monitoring nicht sinnvoll ist.

Richtlinie zum Sammeln und Bewerten von Buchenblättern (*Fagus sylvatica*) im Grünewald (Luxemburg)

Zielsetzung

Um chemische und biologische Veränderungen in Waldökosystemen belegen zu können, muss die Probenahme sorgfältig durchgeführt werden. Repräsentativität und Reproduzierbarkeit sind zusammen mit der Minimierung von Kontamination und Verlust von chemischen Informationen Vorbedingung für valide Vergleiche über einen längeren Zeitraum hinweg.

Funktion der Probenart

Im Gegensatz zu den immergrünen Koniferen sind die Blätter der sommergrünen Laubgehölze nur während der Vegetationsperiode gegenüber den verschiedensten Umwelteinflüssen exponiert. Sie werden daher im Allgemeinen als Indikatoren zur Charakterisierung u. a. der Immissionssituation während einer Vegetationsperiode eingesetzt.

Die Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.) ist in ganz Mittel- und Westeuropa heimisch und als der bedeutendste Laubbaum auf vielen Standorten als Hauptbaumart anzutreffen (ELLENBERG 1996). Die natürliche Ost-Westverbreitung der Buche erstreckt sich von Weißrussland und dem Baltikum bis ins kantabrische Gebirge Nordspaniens. Die Nord-Süd-Verbreitung reicht von Südengland und Südschweden bis in die Bergstufen Siziliens und des Balkans. Unter natürlichen Bedingungen wäre der größte Teil Mitteleuropas mit Buchen oder Buchen-Mischwald bedeckt. In Deutschland hat die Buche einen Anteil von rd. 14% an der Gesamtwaldfläche von 10,8 Mio. ha (BMVEL 2001).

Die Buche ist der **dominierende Baum des FFH-Gebietes Grünewald**. Infolge ihrer Größe und Struktur sind Buchen bei freiem Stand den Immissionen im hohem Maße ausgesetzt und üben eine Filterwirkung auf die durchströmende Luft aus.

Die folgenden weiteren Aspekte unterstreichen die Eignung der Rot-Buche für ein Monitoring-Programm gerade in einem FFH-Gebiet:

- Vorliegen von umfangreichen Grundlagen- und Vergleichsdaten u.a. durch die "Immissionsökologische Waldzustandserfassung, IWE" und andere Forschungsprogramme sowie laufende Waldschadensinventuren (u.a. KNABE 1982; BMELF 1990, 1995, 2000; EICHHORN & PAAR 2000; FISCHER & LORENZ 2000; EC-UN/ECE 2000a, b; UN/ECE & EK 2000, 2001; BMVEL 2002).

- Physiologisch und ökophysiologisch gut untersuchte Art (u.a. DAVIDSON et al. 1992; HOFFMANN 1995; GROSSONI et al. 1998; MASAROVÍČOVÁ et al. 1999; NEIRYNCK & ROSKAMS 1999; BAUMGARTEN et al. 2000; BORTIER et al. 2000; GÜNTHARDT-GEORG et al. 2000; SCHRAML & RENNEBERG 2000; PIOVESAN & ADAMS 2001; GRUBER 2001a, b, 2003).

- Einsatz der Buche als Bioindikator seit Anfang der 60er Jahre (u.a. GUDERIAN & STRATMANN 1968; FIDORA 1972; KELLER 1980; MANKOVSKA 1981, ZIMMERMANN 1986, 1989; WEYRICH 1987; WITTIG 1993).

Zielkompartimente „Buchen-Monitoring“ (Grünewald)

Zielkompartimente sind die **Blätter ohne Stiel**. Die Blätter der Buche sind glatt und besitzen während der gesamten Wachstumsperiode keine Wachsüberzüge. Nur während früher Entwicklungsstadien werden wenige sichtbare Wachskristalle beobachtet. Während der Blattentfaltung sind die Blätter von einfachen Haaren bedeckt, die jedoch sehr schnell durch Abrasion verloren gehen. Danach bleibt eine homogene, nahezu glatte Blattoberfläche, die sich während der Wachstumsperiode nicht wesentlich ändert. Die Blätter sind mehr oder weniger benetzbar. Die Benetzbarkeit der Blätter ändert sich im Laufe der Vegetationsperiode nicht wesentlich (NEINHUIS & BARTHLOTT 1998). Es konnte in Versuchen gezeigt werden, dass sich auch die Höhe der Kontamination während der Vegetationsperiode nicht wesentlich ändert. Es wird vermutet, dass es sich bei einer Kontamination der Buchenblättern nicht um eine irreversible Ablagerung von Partikeln handelt. Im Vergleich zu Eichenblättern war die Kontamination wesentlich geringer. Sehr wahrscheinlich stellt das Fehlen von Epikutikular-Wachsen, die nach Erosion ein günstiges Substrat für Adhäsion darstellen, eine Art Schutz gegen die Akkumulation einer großen Zahl von Partikeln dar (NEINHUIS & BARTHLOTT 1998).

Festlegungen für die Probenahme

Auswahl und Abgrenzung der Probenahmeflächen

Die Auswahl der Flächen folgt der **geschichteten Zufallsstichprobe**, die zu flächenrepräsentativen Proben führt. In Anlehnung an GREEN (1979, Klein 2003) in dem **ersten Schritt** das Gebiet Grünewald in relativ **homogene Teilräume** (Forstparzellen) untergliedert. Der Begriff Flächenmuster wird hierbei nicht synonym zum Begriff der Flächennutzungsstruktur gebraucht, sondern bezieht sich auf alle natürlichen und anthropogenen Parameter, die räumliche Variationen verursachen.

Homogenität bezieht sich hier u.a. auf:

- Höhe ü. NN
- geologischer Untergrund,
- Bodenausgangssubstrat,
- Nutzungsform,

Vegetation,
Exposition
Pflanzen-Assoziation.

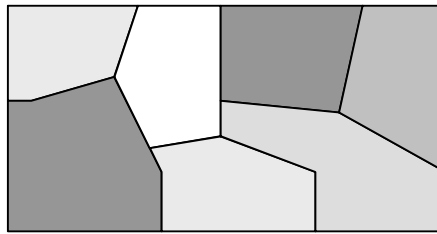
Im zweiten Schritt wird das Gebiet mit einem in der Größe an das Gebiet und die Probenart angepassten Raster überzogen, wodurch die Möglichkeit geschaffen wird, gemäß der geschichteten Zufallsauswahl in jedem Teilraum eine adäquate Stichprobe zu ziehen. An dieser Stelle muss betont werden, dass diese Untersuchungen **Screening**charakter haben, denn normalerweise liegt vor einer ersten Probenahme in einem Gebiet keine Information darüber vor, wie heterogen der Untersuchungsraum bezüglich des zu untersuchenden Stressors ist. Sie ist aber unbedingt erforderlich, um den Stichprobenumfang für die eigentliche Untersuchung berechnen zu können.

Im dritten Schritt werden nach Auswertung der Ergebnisse des Screenings diejenigen Teilräume des Flächenmusters als Probenahmeflächen ausgewählt, in denen die Probenart in jedem Raster im Sinne einer ausreichenden Verfügbarkeit vorkommt. Damit werden die raumspezifischen Heterogenitäten bezüglich der zu untersuchenden Parameter berücksichtigt.

Der **vierte und letzte Schritt** besteht darin, die ausgewählten Teilräume mit einem Raster zu überziehen und aus ihrer Gesamtzahl durch eine Zufallsauswahl die konkreten **Probenahmeflächen** festzulegen. Dieses Vorgehen bietet den Vorteil, dass bei wiederholten Probenahmen eine Anpassung an die Dynamik der Flächennutzung erfolgen kann. Das bedeutet, dass zum Beispiel bei Veränderung der für die erste Probenahme ausgewählten Teilräume für eine zweite Probenahme zwar bestimmte Raster wegfallen, aber aufgrund der Zufallsauswahl trotzdem repräsentative und reproduzierbare Proben genommen werden können. Bei der Definition der Probenahmeflächen sollte darauf geachtet werden, dass der Abstand zu stark befahrenen Straßen, Eisenbahnlinien etc. mindestens 100 m beträgt, bei überhöhten Autobahntrassen oder Hochspannungsleitungen mindestens das Zehnfache der Höhe der Störobjekte über der Probenahmefläche. Zudem sollte auf den gewählten Flächen eine möglichst große Anzahl geeigneter Bäume verschiedenen Alters stocken.

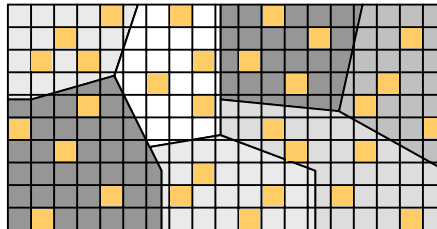
Erster Schritt:

Einteilung des Untersuchungsgebietes in Teilräume auf der Basis von Flächenmustern



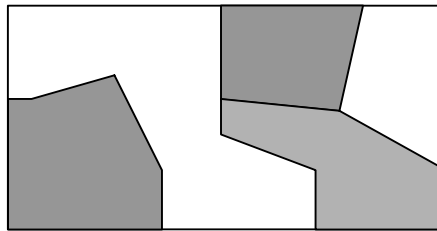
Zweiter Schritt:

Screening auf der Basis einer geschichteten Zufallsauswahl



Dritter Schritt:

Auswahl geeigneter Teilräume auf der Basis der Verfügbarkeit der Probenart



Vierter Schritt:

Zufallsauswahl der konkreten Probenahmefflächen

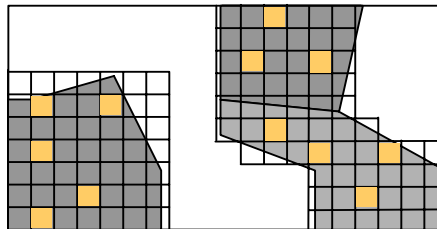


Abb.: Vorgehensweise zur Auswahl von Probenahmefflächen nach dem Prinzip der geschichteten Zufallsauswahl bei Vorliegen eines Flächenmusters (aus KLEIN 2003)

Auswahl der Individuen und Stichprobengröße

Bei der Erstbeprobung (Screening) wird innerhalb des ausgewählten Gebietsausschnittes nach einem Zufallsverfahren eine geeignete Anzahl an Screeningflächen festgelegt, auf denen **mindestens 30 Bäume** untersucht werden sollten. Dabei sollten von jeder Fläche mindestens drei (besser sechs) Bäume ausgewählt werden.

Die Festlegung der Probenahmefläche, die sich auch aus mehreren Teilflächen zusammensetzen kann, und der Stichprobengröße erfolgt im Anschluss an die Auswertung des Screenings und in Anlehnung an die daraus resultierenden Ergebnisse, wobei die Individuenanzahl zur Charakterisierung einer Fläche von dem erforderlichen Genauigkeitsgrad der Untersuchung und von der Streuung der Individuen innerhalb der Zielpopulation abhängig ist. Die Einzelbäume auf den jeweiligen Flächen sind nach dem Zufallsprinzip auszuwählen. Aufgrund von individuellen Schwankungen innerhalb einer Population ist es oft erforderlich, die Zufallsauswahl auf eine definierte Teilpopulation aller vor Ort vorhanden Buchen zu beschränken, um die Wertestreuung und damit den erforderlichen Stichprobenumfang zu reduzieren und die Möglichkeit einer Mischprobe gewährleisten zu können.

Die Bäume sind hierbei nach folgenden Kriterien auszuwählen. Sie sollten:

- **über 40 Jahre** alt, **vorherrschend**, **herrschend** oder **mitherrschend** sein (ASSMANN 1961),
- frei von extremen biologischen (z.B. Fraßschäden) oder schweren mechanischen Beschädigungen sein.

Es sollten aus statistischen Gründen mindestens **15 Bäume** pro Probenahmefläche beprobt werden. Bei einem Probenkollektiv von 15 Bäumen sollten pro Baum mind. 150 g Frischgewicht (Blätter) entnommen werden, um den jeweiligen Baum in ausreichendem Maß zu repräsentieren.

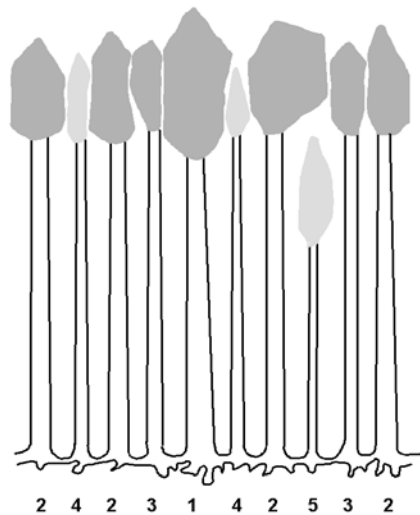


Abb.: Baumklassen von KRAFT (1884) (1 = vor-herrschend, 2 = herrschend, 3 = gering mitherrschend, 4 = beherrscht, 5 = ganz unterständig) (nach ASSMANN 1961)

Probenahmezeitraum und –häufigkeit

Die Probenahme ist im **Spätsommer** vor dem Beginn der Blattverfärbung vorzunehmen.

Gebietsbezogener Probenahmeplan

Auf der Grundlage der Probenahmerichtlinie müssen für die einzelnen Probenahmegebiete spezifische Festlegungen getroffen werden, um die langfristige Kontinuität der Probenahme ausreichend absichern zu können. Dies betrifft beispielsweise die Lage und Abgrenzung der Probenahmeflächen und den erforderlichen Stichprobenumfang.

Durchführung der Probenahme

Alle bei der Probenahme und biometrischen Probenbeschreibung erhobenen Daten sind in den entsprechenden Probendatenblättern zu vermerken. Zu jeder Probenahme ist darüber hinaus ein Protokoll mit folgendem Inhalt anzufertigen:

- an der Probenahme beteiligte Personen inkl. dem Leiter der Probenahme und externer Helfer,
- chronologischer Ablauf der Probenahme,
- die für die Probenahme zugrundeliegende Fassung der Probenahmerichtlinie und des gebietsbezogenen Probenahmeplans,
- Abweichungen von der Probenahmerichtlinie und dem gebietsbezogenen Probenahmeplan.

Die Entnahme von Proben aus dem Kronenbereich stehender Bäume darf nur von entsprechend ausgebildeten und regelmäßig auf ihre Tauglichkeit untersuchten Personen ("Zapfenpflücker") unter Einhaltung der einschlägigen Sicherheitsvorschriften durchgeführt werden. Bei besonderen Anforderungen, z.B. zum Schutz der zu beprobenden Bäume vor Beschädigungen, ist entsprechendes baumschonendes Spezialgerät zu verwenden.

Erforderliche Ausrüstung und Reinigungsvorschriften

Für die Geländearbeit:

- Probendatenblätter zur Dokumentation während der Probennahme (Entnahmestelle, Witterung, Beschreibung des Baumes und der Blätter, Lagerung),
- Scheren aus Edelstahl,
- Edelstahlwannen zum Auffangen der abgeschnittenen Blätter,
- Edelstahlgefäße (3,5 l bzw. 5,5 l) mit Deckel und Klammer,
- wasserfester Edding zur Beschriftung der Papiertüten und der Edelstahlgefäße,
- Edelstahlpinzette,
- Papiertüten (1 Tüte pro Baum),
- Einmalhandschuhe,
- Waage (Wägebereich bis mind. 3 kg, Messgenauigkeit 0,1 g),
- Maßband zur Stammdickenmessung,
- Baumhöhenmessgerät,
- Luftthermometer,
- Bodenthermometer,
- Kamera zu Dokumentationszwecken,
- Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN) für die benötigte Anzahl von Edelstahlgefäßen.

Für die Laborarbeit:

- Probendatenblätter zur biometrischen Probenbeschreibung,
- Trockenschrank (80° C),
- Präzisionswaage (Messgenauigkeit 1 mg),
- Waagschalen.

Reinigungsvorschriften

Die Reinigung der Probengefäße und -geräte erfolgt in einer Laborspülmaschine (z.B. Mielabor G7783) mit chlorfreiem Intensivreiniger (z.B. Neodisher F) im ersten Reinigungsgang. Nach Kalt- und Heißspülung (ca. 90-95° C) erfolgt eine Neutralisation mit ca. 30%iger Phosphorsäure in warmem Wasser, anschließend erfolgen Heiß- und Kaltspülgänge mit deionisiertem Wasser. Nach dem Spülen werden die Gefäße bei ca. 130° C im Trockenschrank mindestens eine Stunde nachbehandelt (zur Sterilisation). Anschließend lässt man die Gefäße geschlossen abkühlen. Bei Kunststoffen entfällt die Sterilisation.

Probenahmetechnik

Die Probenahme sollte nur bei trockenem Wetter erfolgen und bei einsetzendem Niederschlag unterbrochen werden. Nach nächtlicher Taubildung soll die Probenahme erst nach vollständiger Abtrocknung der Blätter im Kronenbereich begonnen bzw. fortgesetzt werden. Unvermeidliche Abweichungen sind ggf. im Probenahmeprotokoll besonders zu vermerken.

Von jedem Baum werden aus **dem Kronenbereich mindestens vier Äste** entnommen. Die Äste sollen nach Möglichkeit gleichmäßig auf die frei exponierte obere Krone verteilt sein. Es ist darauf zu achten, nicht zu viele große Äste zu entfernen und nicht die Rinde zu beschädigen. Bei ausreichend freiem Stand können die Äste direkt heruntergeworfen werden. Beim Herunterwerfen und Auftreffen der Äste auf dem Boden ist darauf zu achten, dass diese nicht kontaminiert werden.

Nach der biometrischen Probencharakterisierung werden von jedem Ast die Blätter ohne Blattstiele so mit einer Edelstahlschere abgeschnitten, dass sie direkt ohne weitere Berührung in die bereitstehenden Edelstahlwannen fallen.

Zur Bestimmung der Blatttrockengewichte werden von jedem Baum zusätzlich 25 **aus der Gesamtprobenmenge** zufällig ausgewählte Blätter mit einer Edelstahlpinzette entnommen und in einer mit der Baumnummer versehenen Papiertüte gesammelt.

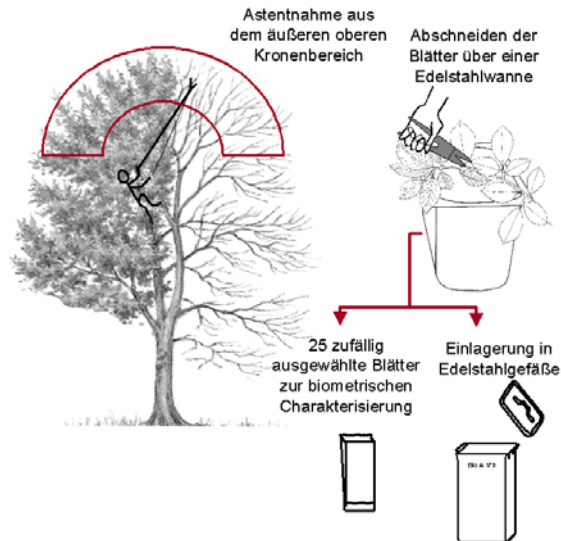


Abb.: Schematische Darstellung der Probenahme

Aus den Edelstahlwannen werden die übrigen Blätter mit Einmalhandschuhen in die vorher leer gewogenen Edelstahlgefäße umgefüllt. Nach dem Befüllen wird das Bruttogewicht bestimmt und im entsprechenden Probendatenblatt vermerkt.

Die Proben werden direkt vor Ort in einer Kühlvorrichtung zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN) tiefgefroren.

Biometrische Probencharakterisierung

Im Gelände sind die in den Datenblättern (Beschreibung des Baumes und Beschreibung der Blätter) aufgeführten Parameter zur biometrischen Probencharakterisierung **vor der Entnahme der Blätter** aufzunehmen.

An **25 zufällig ausgewählten Blättern** je Baum wird im Labor das Trockengewicht [0,01 g genau] bestimmt. Die Papiertüten mit den 25 zufällig ausgewählten Blättern je Baum werden unmittelbar nach der Rückkehr von der Probenahme in einen Trockenschrank (80° C) **zum Trocknen** gelegt (wegen Überhitzungsgefahr nicht zu dicht packen) und ca. 2 Tage (bis zur Gewichtskonstanz) getrocknet.

Checkliste zur Vorbereitung und Durchführung der Probenahme

Probenarten:	Rot-Buche (<i>Fagus sylvatica</i> L.)
Zielkompartimente:	Blätter ohne Stiel von mind. 4 Ästen aus dem oberen, frei exponierten und belichteten Kronenbereich
Probenindividuen:	vorherrschende, herrschende oder mitherrschende Bäume (Baumklasse 1, 2 oder 3 nach KRAFT) älter als 40 Jahre
Stichprobenumfang:	mind. 15 Bäume
Probenahmezeitraum:	Ende August bis Mitte September (vor Beginn der Blattverfärbung)
Probenahmehäufigkeit:	Eine Probenahme pro Jahr
Erforderliche Ausrüstung für die Geländearbeit:	<p>Probendatenblätter zur Dokumentation während der Probenahme (Entnahmestelle, Witterung, Beschreibung des Baumes und der Blätter, Lagerung)</p> <p>Scheren aus Edelstahl</p> <p>Edelstahlwannen zum Auffangen der abgeschnittenen Blätter</p> <p>Edelstahlgefäße (5,5 l) mit Deckel und Klammer (1 Gefäß pro Baum)</p> <p>wasserfester Edding zur Beschriftung der Papiertüten und der Edelstahlgefäße</p> <p>Edelstahlpinzette zum Absammeln der Blätter zur biometrischen Charakterisierung</p> <p>Papiertüten (1 Tüte pro Baum)</p> <p>Einmalhandschuhe</p> <p>Waage (Wägebereich bis mind. 3 kg, Messgenauigkeit 0,1 g)</p> <p>Maßband zur Stammdickenmessung</p> <p>Baumhöhenmesser</p> <p>Lufthermometer, Bodenthermometer</p> <p>Kamera zu Dokumentationszwecken</p> <p>Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN)</p>
Probenverpackung bis zur -aufarbeitung:	Edelstahlgefäße (3,5 bzw. 5,5 l), Papiertüten
Probentransport und -zwischenlagerung:	Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN)
Erforderliche Ausrüstung für die Laborarbeit:	<p>Probendatenblätter zur biometrischen Probenbeschreibung</p> <p>Trockenschrank (80° C)</p> <p>Präzisionswaage (Messgenauigkeit 1 mg)</p> <p>Waagschalen</p>
Biometrische Probencharakterisierung:	<p>Baum (s. Probendatenblätter):</p> <p>Bestandesart, Stammumfang und Baumhöhe</p> <p>Fruchtbildung</p> <p>an Blättern:</p> <p>Blattschäden (Fraß, Chlorosen, Nekrosen), Verunreinigungen</p> <p>an 25 Blättern:</p> <p>Trockengewicht Blätter [0,01 g genau]</p>

Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung von Fichten (*Picea abies*) im Grünwald (Luxemburg)

Zielsetzung

Die Probenahmerichtlinie lehnt sich an die Methode der "Immissionsökologischen Waldzustandserfassung" (KNABE 1981, 1983, 1984) und die VDI-Richtlinie 3792 Blatt 5 (VDI 1991) an und berücksichtigt darüber hinaus durch eigene Untersuchungen gewonnenen Erfahrungen (MÜLLER & WAGNER 1986). Sie gilt mit geringfügigen Unterschieden gleichermaßen für Fichten und Kiefern.

Funktion der Probenart

Nadelbäume haben u.a. wegen ihrer forstwirtschaftlichen Bedeutung und der damit verbundenen weiten Verbreitung, ihrer Fähigkeit, besonders effektiv Stoffe aus dem Luftstrom auszukämmen und der ganzjährigen Exposition der Assimilationsorgane besondere Bedeutung als Bioindikatoren.

Die **Fichte** (*Picea abies* L.) weist als wichtige Forstbaumart eine weite Verbreitung und hohe Abundanz mit wirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung auf. In Deutschland ist die Fichte mit etwa 33% Anteil an der Waldfläche die häufigste Baumart (SCHMIDT-VOGT 1977; BMVEL 2001). Diese Bedeutung hat zu einem hohen Kenntnisstand bezüglich ihrer Ökologie, ihrer Populationsgenetik, ihrer Empfindlichkeit und ihrem Akkumulationsverhalten gegenüber vielen Chemikalien geführt.

Die folgenden Aspekte unterstreichen die Eignung von Fichten als Umweltproben:

- Vorliegen von umfangreichen Grundlagen- und Vergleichsdaten u.a. durch die Immissionsökologische Waldzustandserfassung, (IWE) und andere Forschungsprogramme sowie laufende Waldschadensinventuren (KNABE 1981, 1982; BMELF 1990, 2001; WEISS & TRIMBACHER 1998, EC-UN/ECE 2000; BMJ 2002).

- Fichten werden seit über 100 Jahren sowohl als sensible Wirkungsindikatoren als auch als Akkumulationsindikatoren eingesetzt (HÖPKER 1991; UMLAUF et al. 1992, 1994a, b; BAUR et al. 1998, TRIMBACHER & WEISS 1999; VISKARI 2000).
- Fichten und Kiefern besitzen eine weite Verbreitung in ganz Mittel- und Nordeuropa. Jüngere Exemplare sind auch in Städten und Belastungsräumen zu finden (WAGNER & MÜLLER 1979).

Zielkompartimente

Üblicherweise werden bei Fichten und Kiefern die nach Nadeljahrgängen getrennten Triebe vor der Analyse getrocknet; danach sind die Nadeln leicht abzulösen. Eine Abtrennung der Nadeln ist jedoch für die Analyse flüchtiger oder leicht zersetzlicher Stoffe problematisch. Zwar lassen sich die Nadeln auch ohne Trocknung, z.B. durch Versprödung mit flüssigem Stickstoff, von den Triebachsen trennen, eine Kontamination des tiefkalten Materials durch kondensierende Luftinhaltsstoffe, z.B. mit leichtflüchtigen PAK, ist aber nur durch das Arbeiten unter Reinluftbedingungen vermeidbar.

Des Weiteren schlagen sich die an Partikel gebundenen schwerflüchtigen Substanzen bevorzugt an der Rinde der jungen Triebe nieder, so dass diese bei alleiniger Analyse der Nadeln unberücksichtigt bleiben. Aus den genannten Gründen werden als **Zielkompartimente einjährige Fichten- und Kieferntriebe** gesammelt. Je nach Stoff und Altersklasse können unterschiedliche Akkumulationsraten auftreten, so dass zur Einschränkung der Variabilität und damit im Sinne einer gesteigerten Reproduzierbarkeit die Festlegung auf eine Altersklasse notwendig ist. Da die einjährigen Triebe physiologisch am aktivsten sind, spiegeln sie die Gesamtsituation eines Jahres am besten wider und eignen sich daher auch am besten für einen jährlichen Probenahmerhythmus.

Festlegungen für die Probenahme

Auswahl und Abgrenzung der Probenahmeflächen

Die Auswahl der Flächen soll nach dem Prinzip der **geschichteten Zufallsstichprobe** erfolgen, die zu flächenrepräsentativen Proben führt. In Anlehnung an GREEN (1979) wird der Untersuchungsraum zunächst gemäß dem jeweiligen Flächenmuster in relativ homogene Teilräume geteilt (Forstparzellen). Daran schließt sich die Aufteilung der Anzahl der Teilproben proportional zur Größe der jeweiligen Teilräume an. Damit besteht über die geschichtete Stichprobe die Möglichkeit, mit einer Mischprobe einen für das Gesamtgebiet flächenrepräsentativen Mittelwert zu erhalten.

Im ersten Schritt wird das Untersuchungsgebiet in relativ **homogene Teilräume** untergliedert. Der Begriff Flächenmuster wird hierbei nicht synonym zum Begriff der Flächennutzungsstruktur gebraucht, sondern bezieht sich auf alle natürlichen und anthropogenen Parameter, die räumliche Variationen verursachen.

Homogenität bezieht sich hier u.a. auf:

- Höhe ü. NN,
- geologischen Untergrund,
- Bodentyp,
- Nutzungsform,
- Vegetation,
- Exposition.

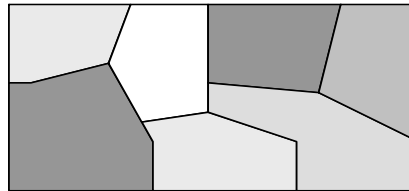
Im zweiten Schritt wird das zu untersuchende Gebiet mit einem in der Größe an das Gebiet und die Probenart angepassten Raster überzogen, wodurch die Möglichkeit geschaffen wird, gemäß der geschichteten Zufallsauswahl in jedem Teilraum eine adäquate Stichprobe zu ziehen. An dieser Stelle muss betont werden, dass diese Untersuchungen **Screening**charakter haben, denn normalerweise liegt vor einer ersten Probenahme in einem Gebiet keine Information darüber vor, wie heterogen der Untersuchungsraum bezüglich des zu untersuchenden Stressors ist. Sie ist aber unbedingt erforderlich, um den Stichprobenumfang für die eigentliche Untersuchung berechnen zu können. Des Weiteren muss berücksichtigt werden, dass die Ergebnisse von solchen Screenings zu der Erkenntnis führen, dass eine **flächenrepräsentative Zufallsstichprobe** über den gesamten Untersuchungsraum meistens **nicht realisierbar** ist aufgrund der Tatsache, dass die Probenart nicht gleichmäßig und in ausreichender Abundanz der Zielaltersklasse über das Gebiet verteilt ist.

Im dritten Schritt werden nach Auswertung der Ergebnisse des Screenings diejenigen Teilräume des Flächenmusters als Probenahme­flächen ausgewählt, in denen die Probenart in jedem Raster im Sinne einer ausreichenden Verfügbarkeit vorkommt. Damit werden die raumspezifischen Heterogenitäten bezüglich der zu untersuchenden Parameter berücksichtigt.

Der **vierte und letzte Schritt** besteht darin, die ausgewählten Teilräume mit einem Raster zu überziehen und aus ihrer Gesamtzahl durch eine Zufallsauswahl die konkreten **Probenahme­flächen** festzulegen. Dieses Vorgehen bietet den Vorteil, dass bei wiederholten Probenahmen eine Anpassung an die Dynamik der Flächennutzung erfolgen kann. Das bedeutet, dass zum Beispiel bei Veränderung der für die erste Probenahme ausgewählten Teilräume für eine zweite Probenahme zwar bestimmte Raster wegfallen, aber aufgrund der Zufallsauswahl trotzdem repräsentative und reproduzierbare Proben genommen werden können. Bei der Definition der Probenahme­flächen sollte darauf geachtet werden, dass der Abstand zu stark befahrenen Straßen, Eisenbahnlinien etc. mindestens 100 m beträgt, bei überhöhten Autobahntrassen oder Hochspannungsleitungen mindestens das Zehnfache der Höhe der Störobjekte über der Probenahme­fläche. Zudem sollte auf den gewählten Flächen eine möglichst große Anzahl geeigneter Bäume verschiedenen Alters stocken, um eine langfristige Probenahme zu sichern.

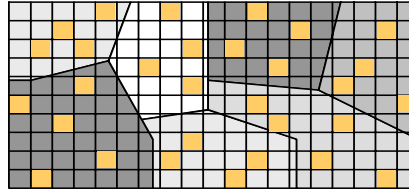
Erster Schritt:

Einteilung des Untersuchungsgebietes in Teilräume auf der Basis von Flächenmustern



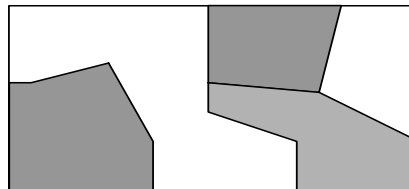
Zweiter Schritt:

Screening auf der Basis einer geschichteten Zufallsauswahl



Dritter Schritt:

Auswahl geeigneter Teilräume auf der Basis der Verfügbarkeit der Probenart



Vierter Schritt:

Zufallsauswahl der konkreten Probenahmeflächen

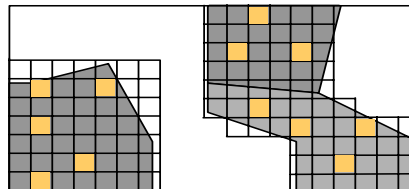


Abb.: **Vorgehensweise zur Auswahl von Probenahmeflächen nach dem Prinzip der geschichteten Zufallsauswahl bei Vorliegen eines Flächenmusters (aus KLEIN 2003)**

Zusätzlich ist von vornherein darauf zu achten, dass die ausgewählten Bestände nach Gesichtspunkten der Forstplanung, des Forstschutzes und der Standorteignung auch langfristig als Standorte geeignet und nach aller Voraussicht zu erhalten sind. Auswahl, Schutzmaßnahmen und Probenahmezeitraum sind daher selbstverständlich vorher mit den zuständigen Forstbehörden oder Eigentümern abzustimmen.

Auswahl der Individuen und Stichprobengröße

Bei der Erstbeprobung (Screening) wird innerhalb des ausgewählten Gebietsausschnittes nach einem Zufallsverfahren eine geeignete Anzahl an Screeningflächen festgelegt, auf denen **mindestens 30 Bäume** untersucht werden sollten. Dabei sollten von jeder Fläche mindestens drei (besser sechs) Bäume ausgewählt werden.

Die Festlegung der Probenahmefläche, die sich auch aus mehreren Teilflächen zusammensetzen kann, und der Stichprobengröße (mind. 15 Bäume) erfolgt im Anschluss an die Auswertung des Screenings und in Anlehnung an die daraus resultierenden Ergebnisse, wobei die Individuenanzahl zur Charakterisierung einer Fläche von dem erforderlichen Genauigkeitsgrad der Untersuchung und von der Streuung der Individuen innerhalb der Zielpopulation abhängig ist. Die Einzelbäume auf den jeweiligen Flächen sind nach dem Zufallsprinzip auszuwählen. Aufgrund von individuellen Schwankungen innerhalb einer Population ist es oft erforderlich, die Zufallsauswahl auf eine definierte Teilpopulation aller vor Ort vorhandenen Fichten/Kiefern zu beschränken, um die Wertestreuung und damit den erforderlichen Stichprobenumfang zu reduzieren und die Möglichkeit einer aussagekräftigen Mischprobe gewährleisten zu können.

Die Bäume sind hierbei nach folgenden Kriterien auszuwählen. Sie sollten

- **über 40 Jahre** alt (KNABE 1984), **vorherrschend, herrschend** oder **mitherrschend** sein (BMJ 2000) und
- frei von extremen biologischen (u.a. Borkenkäferbefall) oder schweren mechanischen Beschädigungen (u.a. Wipfelbruch) sein.

Es sollten aus statistischen Gründen mindestens **15 Bäume** pro Probenahmefläche beprobt werden. Bei einem Probenkollektiv von 15 Bäumen sollten pro Baum mind. 150 g Frischgewicht (= einjährige Triebe) entnommen werden, um den jeweiligen Baum in ausreichendem Maß zu repräsentieren.

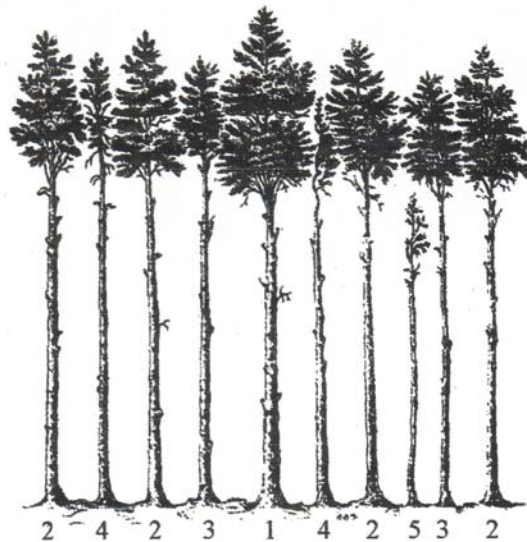


Abb.: Baumklassen nach KRAFT (1884) (0 = nicht in Hauptschicht [nicht dargestellt], 1 = vorherrschend, 2 = herrschend, 3 = gering mitherrschend, 4 = beherrscht, 5 = ganz unterständig) (aus BMJ 2000)

Probenahmezeitraum und -häufigkeit

Wesentliche Vorteile immergrüner Koniferen sind die ganzjährige Exposition sowie die langfristige Akkumulation vieler Stoffe über die Zeitachse. Damit erlauben die Immergrünen auch Aussagen über die durch veränderte Immissionstypen und oft höhere Immission gekennzeichneten Wintermonate.

Der zu wählende Zeitraum soll durch physiologische Stabilität gekennzeichnet sein. Verschiedene Empfehlungen beziehen sich auf einen Zeitraum innerhalb der Vegetationsruhe (u.a. VDI 1991, BMELF 1990). Im Rahmen des Grünwald-Monitorings sollte ein Zeitraum am Ende der Vegetationsruhe ausgewählt werden, um so zum einen die Immissionssituation des Winters (s.o.) sowie die gesamte Zeitachse eines Jahres zu erfassen.

Die Probenahme soll **von März bis Mai** (zwischen Schneeschmelze und Beginn des Neuaustriebs) durchgeführt werden.

Durchführung der Probenahme

Alle bei der Probenahme und biometrischen Probenbeschreibung erhobenen Daten sind in den entsprechenden Probendatenblättern (s. Anhang) zu vermerken. Zu jeder Probenahme ist darüber hinaus ein Protokoll mit folgendem Inhalt anzufertigen:

- an der Probenahme beteiligte Personen inkl. dem Leiter der Probenahme und externer Helfer,
- chronologischer Ablauf der Probenahme,
- die für die Probenahme zugrundeliegende Fassung der Probenahmerichtlinie und des gebietsbezogenen Probenahmeplans sowie
- Abweichungen von der Probenahmerichtlinie und dem gebietsbezogenen Probenahmeplan.

Die Entnahme von Proben aus dem Kronenbereich stehender Bäume darf nur von entsprechend ausgebildeten und regelmäßig auf ihre Tauglichkeit untersuchten Personen ("Zapfenpflücker") unter Einhaltung der einschlägigen Sicherheitsvorschriften des BAGUV durchgeführt werden. Bei besonderen Anforderungen, z.B. zum Schutz der zu beprobenden Bäume vor Beschädigungen, ist entsprechendes baumschonendes Spezialgerät einzusetzen und dessen sicherheitstechnisch ordnungsgemäßer Zustand sicherzustellen.

Erforderliche Ausrüstung und Reinigungsvorschriften

Für die Geländearbeit:

- Probendatenblätter zur Dokumentation während der Probennahme (Entnahmestelle, Witterung, Beschreibung des Baumes und der einjährigen Triebe, Lagerung),
- Scheren aus Edelstahl,
- Edelstahlwannen zum Auffangen der abgeschnittenen Triebe,
- Edelstahlgefäße (3,5 l bzw. 5,5 l je nach Fragestellung) mit Deckel und Klammer,
- wasserfester Edding zur Beschriftung der Papiertüten und der Edelstahlgefäße,
- Edelstahlpinzette,
- Papiertüten (1 Tüte pro Baum),
- Einmalhandschuhe,
- Waage (Wägebereich bis mind. 3 kg, Messgenauigkeit 0,1 g),

- Maßband zur Stammdickenmessung,
- Baumhöhenmessgerät,
- Luftthermometer,
- Bodenthermometer
- Kamera zu Dokumentationszwecken,
- Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN) für die benötigte Anzahl von Edelstahlgefäßen.

Für die Laborarbeit:

- Probendatenblätter zur biometrischen Probenbeschreibung,
- Trockenschrank (80° C),
- Lineal (Messgenauigkeit 1mm),
- Präzisionswaage (Messgenauigkeit 0,1 mg),
- Waagschalen.

Reinigungsvorschriften

Die Reinigung der Probengefäße und -geräte erfolgt in einer Laborspülmaschine (z.B. Mielabor G7783) mit chlorfreiem Intensivreiniger (z.B. Neodisher F) im ersten Reinigungsgang. Nach Kalt- und Heißspülung (ca. 90-95° C) erfolgt eine Neutralisation mit ca. 30%iger Phosphorsäure in warmem Wasser; anschließend erfolgen Heiß- und Kaltspülgänge mit deionisiertem Wasser. Nach dem Spülen werden die Gefäße bei ca. 130° C im Trockenschrank mindestens eine Stunde nachbehandelt (zur Sterilisation). Anschließend lässt man die Gefäße geschlossen abkühlen. Bei Kunststoffen entfällt die Sterilisation.

Probenahmetechnik

Die Probenahme sollte nur bei trockenem Wetter erfolgen und bei einsetzendem Niederschlag unterbrochen werden. Nach nächtlicher Taubildung soll die Probenahme erst nach vollständiger Abtrocknung der Triebe im Kronenbereich begonnen bzw.

fortgesetzt werden. Unvermeidliche Abweichungen sind ggf. im Probenahmeprotokoll besonders zu vermerken.

Von jedem Baum werden aus dem **oberen Kronenbereich** (ca. 7.-12. Astquirl bei Fichten, äußere Oberkrone bei Kiefern) **mind. vier Äste** abgesägt. Beim Herunterwerfen und Auftreffen der Äste auf dem Boden ist darauf zu achten, dass diese nicht kontaminiert werden. Mindestens drei der Äste müssen ein vollständiges Auszählen der jüngsten sieben Nadeljahrgänge bei Fichten und der jüngsten fünf bei Kiefern ermöglichen.

Von jedem Ast werden die einjährigen Triebe ohne den Astspitzentrieb so mit einer Edeltahlschere abgeschnitten, dass sie ohne weitere Berührung in die bereitstehenden Edeltahlwannen fallen. Der Vorgang der Probenahme ist in . graphisch verdeutlicht.

Zur biometrischen Probencharakterisierung werden von jedem Baum **25 aus der Gesamtprobenmenge** zufällig ausgewählte Triebe mit einer Edeltahlpinzette entnommen und in einer mit der Baumnummer versehenen Papiertüte gesammelt.

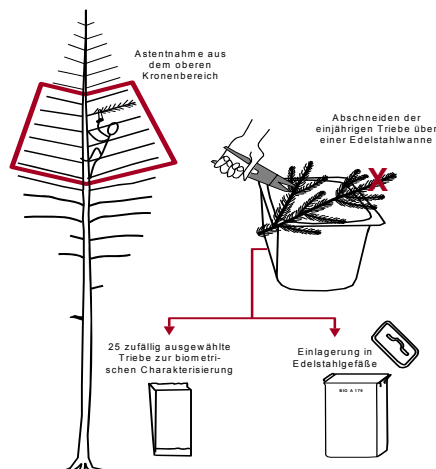


Abb.: Schematische Darstellung der Probenahme (verändert nach WAGNER 1995)

Aus den Edeltahlwannen werden die übrigen Triebe mit Einmalhandschuhen in die vorher leer gewogenen Edeltahlgefäße umgefüllt. Nach dem Befüllen wird das Bruttogewicht bestimmt und im entsprechenden Probendatenblatt vermerkt.

Die Proben werden direkt vor Ort in einer Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN) tiefgefroren.

Biometrische Probencharakterisierung

Im Gelände sind die in den Datenblättern (Beschreibung des Baumes und Beschreibung der einjährigen Triebe) aufgeführten Parameter zur biometrischen Probencharakterisierung **vor der Entnahme der Triebe** aufzunehmen.

An **25 zufällig ausgewählten Trieben** je Baum werden im Labor folgende biometrische Parameter bestimmt:

- Trieblänge einschließlich Knospen [1 mm genau],
- Trockengewicht Nadeln [0,01 g genau],
- Trockengewicht Sprossachsen mit Knospen [0,01 g genau],
- Tausendnadelgewicht [0,001 g genau].

Die Papiertüten mit den 25 zufällig ausgewählten Trieben je Baum werden unmittelbar nach der Rückkehr von der Probenahme in einen Trockenschrank (80° C) **zum Trocknen** gelegt (wegen Überhitzungsgefahr nicht zu dicht packen) und ca. zwei Tage (bis zur Gewichtskonstanz) getrocknet.

Durch Schütteln der Papiertüten werden Nadeln und Sprossachsen getrennt. Verbleibende Nadeln werden mit der Hand von der Sprossachse gelöst.

Die **Trieb**längen (**Sprossachsenlänge**) inkl. Knospen werden mittels mm-Papier auf 1 mm genau gemessen, bei gekrümmten Sprossachsen wird die gestreckte Länge z.B. durch Abrollen möglichst genau geschätzt. Das **Gewicht der getrockneten Sprossachsen** (hierzu zählen auch abgefallene Knospenschuppen, Blütenreste etc.) sowie **der getrockneten Nadeln** wird auf 0,01 g genau bestimmt.

Zur **Bestimmung des Tausendnadelgewichtes** werden **drei mal** jeweils genau 100 ganze, zufällig ausgewählte Nadeln ausgezählt und gewogen (wichtig: bei Kiefern jew. 100 ganze Doppelnadeln). Aus diesen Einzelgewichten wird auf das Tausendnadelgewicht hochgerechnet.

Daneben wird die **Gewichtsrelation** von getrockneten Nadeln zu getrockneten Sprossachsen berechnet.

Checkliste zur Vorbereitung und Durchführung der Probenahme

Probenarten:	Gemeine Fichte (<i>Picea abies</i> L.), Wald-Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i> L.)
Zielkompartimente:	gesamte einjährige Triebe von mind. vier Ästen aus dem oberen, frei exponierten und belichteten Kronenbereich, bei Fichten 7.-12. Astquirl)
Probenindividuen:	vorherrschende, herrschende oder mitherrschende Bäume (Baumklasse 1, 2 oder 3 nach KRAFT) der Zielaltersklasse (> 40 Jahre)
Stichprobenumfang:	mind. 15 Bäume
Probenahmezeitraum:	März bis Mai (zwischen Schneeschmelze und Beginn des Neuaustriebs)
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr
Erforderliche Ausrüstung für die Geländearbeit:	Probendatenblätter zur Dokumentation während der Probenahme (Entnahmestelle, Witterung, Beschreibung des Baumes und der einjährigen Triebe, Lagerung) Scheren aus Edelstahl Edelstahlwannen zum Auffangen der abgeschnittenen Triebe Edelstahlgefäße (3,5 bzw. 5,5 l) mit Deckel und Klammer (1 Gefäß pro Baum) wasserfester Edding zur Beschriftung der Papiertüten und der Edelstahlgefäße Pinzette zum Absammeln der Triebe zur biometrischen Charakterisierung Papiertüte (1 Tüte pro Baum) Einmalhandschuhe Waage (Wägebereich bis mind. 3 kg, Messgenauigkeit 0,1 g) Maßband zur Stammdickenmessung Baumhöhenmesser Luftthermometer, Bodenthermometer Kamera zu Dokumentationszwecken Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN)
Probenverpackung bis zur -aufarbeitung:	Edelstahlgefäße (3,5 bzw. 5,5 l), Papiertüten
Probentransport und -zwischenlagerung:	Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN)
Erforderliche Ausrüstung für die Laborarbeit:	Probendatenblätter zur biometrischen Probenbeschreibung Trockenschrank (80° C) Lineal (Messgenauigkeit 1 mm) Präzisionswaage (Messgenauigkeit 0,1 mg) Waagschalen
Biometrische Probencharakterisierung:	Baum (s. Probendatenblätter): Bestandsart, Stammumfang und Baumhöhe Benadelungs- u. Vergilbungsgrad (Chlorosen), Fruchtbildung einjährige Triebe (s. Probendatenblätter): Nadel- u. Tribschäden (Fraß, Chlorosen, Nekrosen), Verunreinigungen an 25 Trieben: Trieblänge [0,1 mm genau] Trockengewicht Nadeln [0,01 g genau] Trockengewicht Sprossachsen mit Knospen [0,01 g genau] Tausendnadelgewicht [0,001 g genau] Gewichtsrelation von Nadeln zu Sprossachsen

Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung der Regenwurmarten *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* im Grunewald (Luxemburg)

Zielsetzung

Die Richtlinie dient der Probenahme von Regenwurmarten als wichtige Elemente in den Bodenkompartmenten des Grunewaldes.

Funktion der Probenart

Regenwürmer sind als bodenbewohnende Organismen auf sehr unterschiedliche Weise an den komplexen Prozessen der Bodenentwicklung beteiligt und nehmen als Saprophyten eine zentrale Stellung bei der Umsetzung von organischer Materie und der daran gebundenen Energie (Destruktion) ein (HENSEN 1877; DARWIN 1881; LEE 1985). Von ihren zahlreichen Funktionen seien hier nur einige der wichtigsten aufgelistet (u.a. TOPP 1981; EDWARDS & LOFTY 1977; DUNGER & FIEDLER 1989):

- Aufbereitung der toten organischen Substanz durch Zerkleinerung und dadurch Beschleunigung der Abbaurate und des *turn-over* von Stoffen in Ökosystemen (vgl. WILLEMS et al. 1996),
- Einarbeitung der toten organischen Substanz in den Mineralboden und dadurch Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit (u.a. AUERSWALD et al. 1996),
- Auflockerung des Boden- und Humusformgefüges durch die Anlage von Wohnröhren, was die Durchwurzelbarkeit des Bodens fördert (u.a. JÉGOU et al. 2002),
- Steigerung der Wasserinfiltrationsrate durch Anlage von Röhrensystemen und dadurch Verminderung der Bodenerosion (u.a. JÉGOU et al. 1998),
- Erhöhung der Stabilität von Böden durch die Bildung von organo-mineralischen Verbindungen (Ton-Humus-Komplexe) im Darmtrakt der Regenwürmer.

Die intensive Beteiligung an den Nährstoffkreisläufen exponiert die Regenwürmer in extremer Weise für alle im Ökosystem befindlichen Stoffe und hat zur Folge, dass beim Vorhandensein toxischer Substanzen ein großes Gefährdungspotential für die darauf aufbauenden Nahrungsketten existiert. Dies hat sehr häufig dazu geführt, einige Vertreter

dieser Gruppe als Akkumulationsindikatoren im Freiland und Labor zu untersuchen und in Überwachungsprogrammen einzusetzen (u.a. WHEATLEY & HARDMAN 1968; DAVIS & FRENCH 1969; GISH 1970; VAN HOOK 1974; WRIGHT & STRINGER 1980; EBING et al. 1984; EDWARDS 1984; HAQUE & EBING 1988; MORGAN & MORGAN 1990; WEIGMANN 1991; GONZALEZ et al. 1994; EBERE & AKINTONWA 1995; FITZGERALD 1996; SALAGOVIC et al. 1996; SHEPPARD et al. 1997; WILCKE & ZECH 2000; SCOTT-FORDSMAND & WEEKS 2000; BOOTH et al. 2001; JOHNSON et al. 2002).

Für ein Monitoring eignen sich die tiefgrabenden (anektischen oder anaökischen) Arten, die sich insbesondere von toter organischer Substanz ernähren und zum Graben ihrer Röhren Mineralboden aufnehmen (u.a. BOUCHE 1972). Dadurch stellen sie einen Zusammenhang zwischen der zumeist organischen Bodenaufgabe und den darunter liegenden Bodenhorizonten her und zeigen Belastungssituationen des gesamten Mediums Boden auf. Die beiden Arten *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* wurden aus folgenden Gründen ausgewählt:

- Sie sind in Deutschland und Luxemburg die am weitest verbreiteten tiefgrabenden Arten.
- Es sind die einzigen Vertreter der Destruenten in terrestrischen Ökosystemen, die aufgrund ihres Körpergewichtes und ihrer Häufigkeit in ausreichender Biomasse verfügbar sind (u.a. TARRADELLAS et al. 1982).
- Als wichtige Bodenbildner nehmen sie im Energiefluss und Stoffumsatz der Ökosysteme eine zentrale Stellung ein.
- Sie nehmen als Nahrungsgrundlage für sehr viele Beutegreifer eine exponierte Stellung in den terrestrischen Nahrungsnetzen ein.
- Sie sind im Allgemeinen sehr standorttreu.

Mit Hilfe der beiden Regenwurmartens wird die trophische Ebene der Destruenten in terrestrischen Ökosystemen repräsentiert und zur langfristigen Überwachung der Stoffbelastung benutzt (LEWIS et al. 1989; RISS & MÜLLER 1989).

Zielkompartimente

Mit Ausnahme einiger Metalle ist nur wenig über Schadstoffkompartimentierungen im Wurmkörper bekannt. Da sich zudem eine Sektion bestimmter Wurmteile nur schwer standardisieren lässt, weil damit der Verlust von Blut und Coelomflüssigkeit verbunden ist und die Gefahr der Kontamination besteht, werden **Ganzkörperproben** genommen. Da aber der Darminhalt von seiner qualitativen und quantitativen Zusammensetzung individuellen, zeitlichen und räumlichen Schwankungen von erheblichem Ausmaß unterworfen ist (MORGAN & MORGAN 1990), ist eine Vergleichbarkeit der Proben nicht gegeben. Aus diesem Grund besteht die Notwendigkeit, den **Darminhalt vom Wurmkörper zu trennen**. Als Probe werden dementsprechend die an einer Probenahmefläche gesammelten **adulten Individuen von *Lumbricus terrestris* oder *Aporrectodea longa* ohne Darminhalt** verwendet. Eine Separierung einzelner Körperkompartimente erfolgt nicht.

Durch die Trennung von Wurmkörper und Darminhalt steht letzterer **als weiteres Zielkompartiment** ebenfalls zur Verfügung. In dem Kot können auch Stoffe untersucht werden, die im Wurm selbst nicht oder schlecht nachweisbar sind. Hierzu zählen beispielsweise polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAULUS et al. 1994; KLEIN & PAULUS 1995).

Festlegungen für die Probenahme

Artbestimmung

Es bedarf praktischer Erfahrung, um die beiden Arten sicher im Gelände bestimmen zu können (vgl. WILCKE 1939; RICHTER 1949; BOUCHE 1972). Die makroskopischen Bestimmungsmerkmale beider Zielarten sind in Abb. dargestellt.

Auswahl und Abgrenzung der Probenahmeflächen

Vor der ersten Probenahme in einem Probenahmegebiet ist ein **Screening** zur Festlegung der Probenahmefläche(n), der Zielart und der Stichprobengröße durchzuführen. Weitere Ziele der Voruntersuchung sind, die Verfügbarkeit der beiden Probenarten, die Streubreite

der Schadstoffgehalte sowie das räumlichen Muster der Schadstoffbelastung zu untersuchen. Zur Verdeutlichung der Vorgehensweise dient das Ablaufschema in Abb.. Der erste Schritt des Screenings ist eine Kartierung aller potenziell für die beiden Regenwurmarten geeigneten Flächen, die vergleichbare Nutzungseinheiten, Vegetation und edaphische Bedingungen aufweisen. Über diese Flächen wird ein Raster (Rastergröße z.B. 50x50 m) gelegt, aus dem mindestens 15 Felder als Entnahmestellen zufällig ausgewählt werden. Randlich gelegene Felder, die kleiner als vorgeschrieben sind, werden bei der Zufallsauswahl nicht berücksichtigt (PAULUS et al. 1990). Die Böden der ausgewählten Entnahmestellen sind entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 1994) zu charakterisieren.

Nach der Auswertung der Fang- und Analysenergebnisse des Screenings sowie der Bodencharakterisierung werden die drei nachfolgenden Festlegungen getroffen:

- Die Probenahmeflächen für die Routineprobenahmen werden festgelegt, wobei vor jeder Probenahme die Kartierung der nach den oben genannten Kriterien geeigneten Flächen zu aktualisieren ist. Je nach Ökosystemtyp und Größe des Probenahmegebietes wird die Anzahl der Probenahmeflächen schwanken. Eine Probenahmefläche kann sich dabei aus mehreren geeigneten Teilflächen zusammensetzen, die räumlich nicht zusammenliegen müssen. Lage und Größe der Probenahmefläche(n) sind im gebietsbezogenen Probenahmeplan anzugeben.
- Wird für ein Probenahmegebiet nur eine Probenahmefläche ausgewählt, sind mindestens zehn Entnahmestellen zufällig nach dem in Abb. beschriebenen Verfahren auszuwählen. Werden mehrere Probenahmeflächen bestimmt, richtet sich die Anzahl der Entnahmestellen pro Probenahmefläche nach der Größe, der Lage, der Nutzungskonstanz und den edaphischen Bedingungen der Flächen.
- Die Festlegung der Probenart erfolgt ebenfalls anhand der Screeningergebnisse, wobei die Verfügbarkeit das wichtigste Entscheidungskriterium ist. Insgesamt gesehen stellt sich *Lumbricus terrestris* gegenüber *Aporrectodea longa* als die geeignetere Probenart dar, insbesondere weil sie bezüglich ihres

Akkumulationsverhaltens besser untersucht ist. Deshalb sollte überall dort, wo beide Arten gleich häufig sind, *Lumbricus terrestris*, und nur dort, wo diese Art nicht oder schlecht verfügbar ist, *Aporrectodea longa* ausgewählt werden.



Lumbricus terrestris		Aporrectodea longa
		
dunkelbraun-violett, unterseits heller als oberseits	Farbe	rauchgrau, stark irisierend und unterseits ± gleich
90-300 mm	Länge	120-160 mm
6-9 mm	Durchmesser	6-8 mm
groß, die stark erhabenen Drüsenhöfe gehen auf das 14. und 15. Segment über	männliche Poren	groß, aber auf das 15. Segment beschränkt
31. oder 32.-37. Segment rötlich gefärbt	Clitellum	27. oder 28.-35. Segment schokoladenbraun
33.-36. Segment	Pubertätswälle	32.-34. Segment
Borsten des 25., 26. und 27. Segmentes auf Drüsenpapillen und zu Furchenborsten umgewandelt	ventrale Borsten	Borsten des 9., 10. und 11. Segmentes auf Drüsenpapillen

Abb.: **Wichtige makroskopische Merkmale der beiden Zielarten**

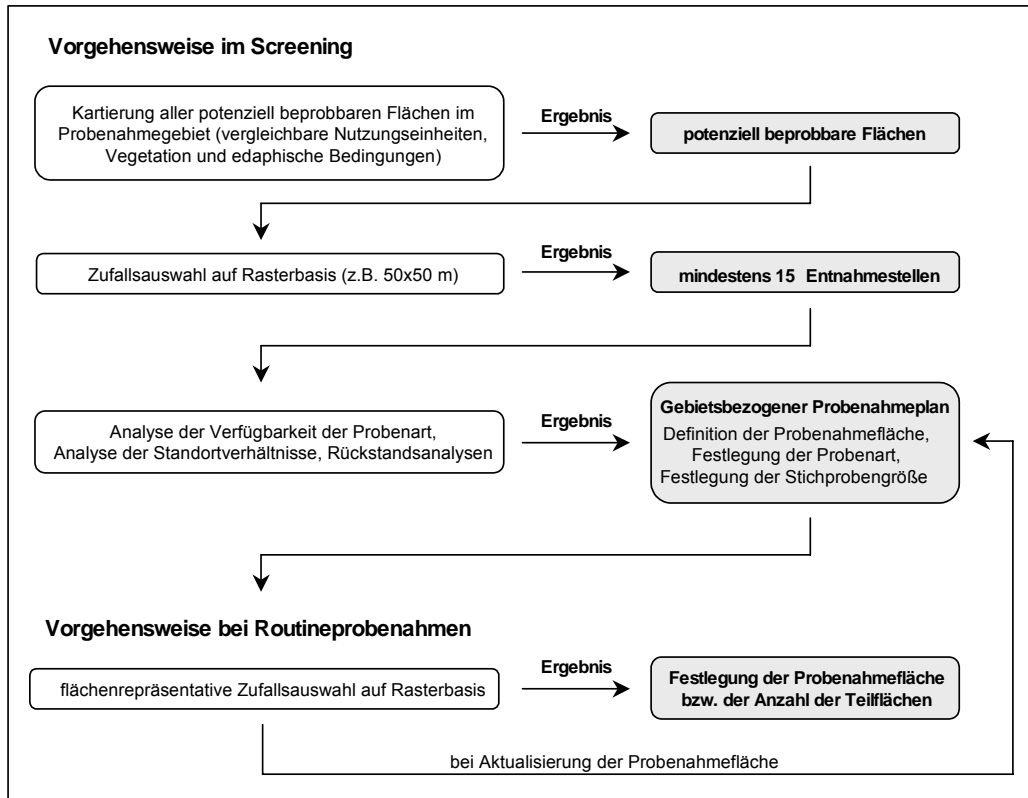


Abb.: Ablaufschema zur Durchführung von Screenings und Routineprobenahmen

Auswahl der Individuen und Stichprobengröße

Geschlechtsreife Individuen von *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa*, die an der Ausbildung des Clitellums zu erkennen sind, stellen die einzige (Alters)Gruppe dar, die sicher im Gelände anhand äußerer, mit bloßem Auge gut erkennbarer Merkmale bestimmt werden kann.

Pro Entnahmestelle können gegebenenfalls mehrere schmale Fangstreifen ausgewählt werden, die mind. 5 m breit und 30 m lang sein sollen. Die pro Entnahmestelle zu sammelnde Regenwurm-masse ist im gebietsbezogenen Probenahmeplan festzuschreiben. Vom statistischen Standpunkt aus sind **mind. 50 Individuen** eine ausreichende Anzahl. Das entspricht im Falle von *Lumbricus terrestris* etwa 150-200 g und im Falle von *Aporrectodea longa* etwa 80-100 g als Mindestmenge an Probenmaterial pro Entnahmestelle. Aus diesem Probenumfang ergibt sich eine Kotmenge von ca. 40 bzw. 20 g.

Probenahmezeitraum und -häufigkeit

Um einen möglichst hohen Anteil an geschlechtsreifen Tieren zu gewinnen und die Würmer in dem im Jahresverlauf ökologisch-physiologisch stabilsten (Aktivitäts)Zeitraum sammeln zu können, wird die Regenwurmprobenahme im Herbst, von **Oktober bis Mitte Dezember**, durchgeführt. Frühere und spätere Termine sind aufgrund der temperaturbedingten Inaktivität der Regenwürmer zu meiden. Die Probenahme sollte bei langjährigen Programmen, wie im Fall der UPB, **jährlich** zum gleichen Zeitpunkt erfolgen.

Gebietsbezogener Probenahmeplan

Auf der Grundlage der Probenahmerichtlinie müssen für die einzelnen Probenahmegebiete spezifische Festlegungen getroffen werden, um die langfristige Kontinuität der Probenahme ausreichend absichern zu können.

Durchführung der Probenahme

Alle bei der Probenahme und der biometrischen Probenbeschreibung erhobenen Daten sind in den entsprechenden Probendatenblättern (s. Anhang) zu vermerken. Zu jeder Probenahme ist darüber hinaus ein Protokoll mit folgendem Inhalt anzufertigen:

- an der Probenahme beteiligte Personen inkl. dem Leiter der Probenahme und externer Helfer,
- chronologischer Ablauf der Probenahme,
- die für die Probenahme zugrundeliegende Fassung der Probenahmerichtlinie und des gebietsbezogenen Probenahmeplans sowie
- Abweichungen von der Probenahmerichtlinie und dem gebietsbezogenen Probenahmeplan.

Technische Vorbereitungen

Der Fang mit Strom erfordert Sicherheitsvorkehrungen. Jede an der Probenahme beteiligte Person ist vom Leiter der Probenahme

- über die Gefahren beim Fangen von Regenwürmern mit elektrischem Strom zu unterrichten,
- in die Handhabung der zu verwendenden Elektroregenwurmfanganlage einzuweisen und
- mit der "Sicherheitsrichtlinie für den Fang von Regenwürmern mit elektrischem Strom für die Umweltprobenbank" vertraut zu machen.

Ist die Entnahmestelle mit hohem Gras bedeckt, das eine wirksame und reproduzierbare Probenahme nicht mehr zulässt, müssen die einzelnen Streifen vor der Probenahme gemäht werden.

Erforderliche Ausrüstung und Reinigungsvorschriften

Freiland:

- Generator (Aggregat) (220 V) mit 4-Takt-Ottomotor,
- Feuchtraumgeschütztes Gehäuse mit Regeltrafo, Ampèremeter, Notausschalter und Schutzsicherung,

- Elektroden mit Verbindungskabel,
- Verlängerungskabel (mind. 50 m),
- Verbindungskabel von Elektrodenreihen zum Ampèremeter (ca. 2x50 m),
- tragbares Voltmeter inkl. zwei Stichlingen zum Messen der Schrittspannung,
- Absperrband mit Stangen und Warnschilder,
- elektrischer Rasenmäher bzw. Sense oder elektrischer Rasentrimmer inkl. Rechen,
- Probendatenblätter zur Dokumentation während der Probennahme (Entnahmestelle, Witterung sowie Probenahmetechnik und Lagerung),
- Gummistiefel und Gummihandschuhe nach VDE 0680 Teil 1,
- isolierte Edelstahlpinzetten,
- mind. vier Entkotungsvorrichtungen inkl. Petrischalen aus Boro-Silikat-Glas (10 cm Durchmesser, 1,8 cm Höhe) mit Deckel (Abb.),
- Waage (Wägebereich mind. 3 kg, Messgenauigkeit 1 g),
- Zellstofftücher und wasserfester Edding,
- Bestimmungsschlüssel für Regenwürmer,
- Topographische Karten des Probenahmegebietes,
- Luft- und Bodenthermometer,
- Bohrstock, Gummihammer und Bodenkundliche Kartieranleitung.

Labor:

- Probendatenblatt Sammelergebnisse,
- Edelstahlpinzetten,
- Reinluftarbeitsplatz mit Partikel- und Aktivkohlefilterung,
- Einmalhandschuhe
- Kühlvorrichtung (8-12° C),
- Edelstahlgefäß (1,5 l und 5,5 l) mit Deckel und Klammern
- Flüssigstickstoff,
- Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN).

Reinigungsvorschriften

Die Reinigung der Probengefäße und -geräte erfolgt in einer Laborspülmaschine (z.B. Mielabor G7783) mit chlorfreiem Intensivreiniger (z.B. Neodisher F) im ersten Reinigungsgang. Nach Kalt- und Heißspülung (ca. 90-95° C) erfolgt eine Neutralisation mit

ca. 30%iger Phosphorsäure in warmem Wasser; anschließend erfolgen Heiß- und Kaltspülgänge mit deionisiertem Wasser. Nach dem Spülen werden die Gefäße bei ca. 130° C im Trockenschrank mindestens eine Stunde nachbehandelt (zur Sterilisation). Anschließend lässt man die Gefäße geschlossen abkühlen. Bei Kunststoffen entfällt die Sterilisation.

Probenahmetechnik

Nach dem nachfolgenden Schema in Abb. werden Generator, Ampèremeter und Elektrodenreihen auf dem Fangstreifen angeordnet. Das Stromaggregat wird so platziert, dass keine Kontamination der Fangstreifen und der Proben erfolgen kann. Die **Windrichtung** muss deshalb regelmäßig kontrolliert werden, um gegebenenfalls die Platzierung des Gerätes zu ändern.

Die beiden Elektrodenreihen werden in einem Abstand von bis zu 30 m zickzackförmig in den Boden gesteckt. Die Zickzackform wird empfohlen, weil sich dadurch die Fangfläche pro Reihe gegenüber einer geradlinigen Anordnung der Elektroden erhöht.

Nach Einschalten des Generators wird die Schrittspannung gemessen und die Stromstärke an dem eingebauten Ampèremeter abgelesen. Die Messung der Schrittspannung mittels eines Spannungsmessers erfolgt an zwei Stichlingen, die direkt an den Elektrodenreihen im Abstand von einer Schrittlänge in den Boden gesteckt werden. Erreichen die Werte für Schrittspannung und/oder Stromstärke trotz 220 V Ausgangsspannung so niedrige Werte, dass keine Regenwürmer an der Bodenoberfläche erscheinen, müssen die Elektrodenreihen näher zusammengesteckt werden. Exakte Angaben zu einer geeigneten Spannung können nicht gemacht werden, da je nach Leitfähigkeit des Bodens auch bei niedrigen Werten gute Fangerfolge möglich sind. Nach regenarmen Sommern und demzufolge trockenen Böden befinden sich die Regenwürmer noch im Ruhestadium. Sie können dann mittels Strom nicht an die Bodenoberfläche getrieben werden. Die Probenahme kann in diesem Fall erst nach Regenfällen bzw. ausreichender Benetzung des Bodens durchgeführt werden.

Da die Probenahme mit Wechselstrom durchgeführt wird, erscheinen die Regenwürmer an beiden Elektrodenreihen im Umfeld von etwa 30 bis 50 cm an der Bodenoberfläche.

Das Absammeln geschieht stets an beiden Elektrodenreihen, wobei die Probenehmer immer hinter der jeweiligen Reihe stehen.

Beide **Elektrodenreihen** werden durch Umstecken der Elektroden **aufeinander zu bewegt**. Das Umstecken birgt für den Probenehmer die Gefahr, Spannung an den blanken Stellen der Elektroden abzugreifen. Deshalb darf immer nur eine Elektrode angefasst und umgesteckt werden (vgl. Sicherheitsrichtlinie in der Anlage). Die Umsteckhäufigkeit und -geschwindigkeit richtet sich hierbei nach der Zeitspanne, innerhalb derer die Individuen an der Bodenoberfläche erscheinen.

Die an den Elektroden erscheinenden Individuen der Zielart, die ein Clitellum ausgebildet haben, werden mit Edelstahlstahlpinzetten vom Boden aufgesammelt, von anhaftenden Bodenpartikeln oder Grasresten durch Abstreifen mit einer Pinzette gesäubert und zu etwa zehn Individuen direkt in vorher gewogene und beschriftete Petrischalen eingesetzt. Diese Zahl garantiert, dass die Würmer während der fünftägigen Hälterung in den Schalen nicht austrocknen. Die Würmer dürfen erst nach dem vollständigen Verlassen ihrer Röhren mit der Pinzette gegriffen werden, da sie ansonsten verletzt werden können. Verletzte Individuen werden nicht gesammelt.

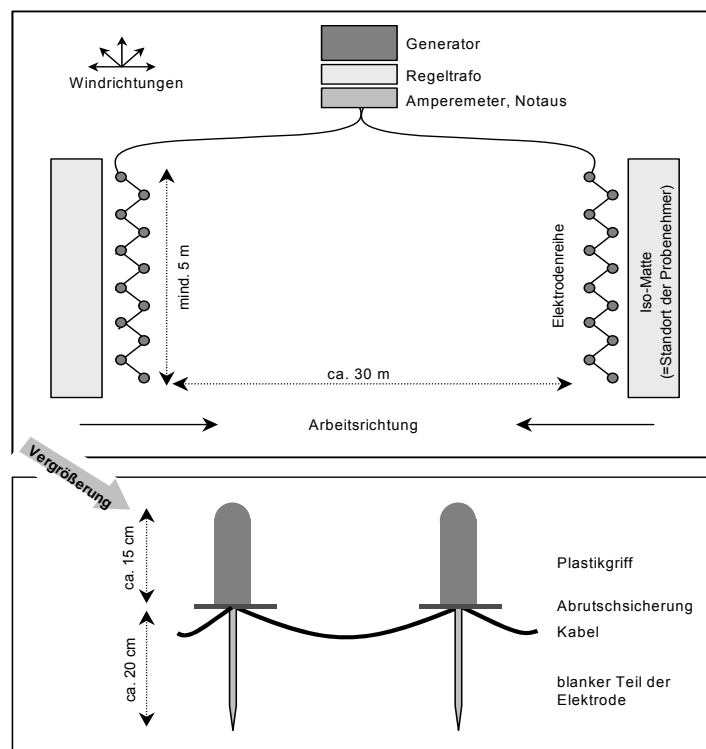


Abb.: Anordnung der Fangvorrichtung

Nach dem Einsetzen eines Individuums wird die Petrischale zur Vermeidung von Kontaminationen und zur Verhinderung der Fluchtmöglichkeit mit einem Deckel verschlossen. Ist eine Petrischale mit genügend Würmern besetzt, wird sie erneut gewogen und in die **Entkotungsvorrichtung** gestellt (Abb.). Ist letztere mit allen Petrischalen gefüllt, wird sie sofort verschlossen und in einen Kühlschrank mit einer Temperatur von 8-12 °C gebracht.

Alle gefangenen Individuen verbleiben fünf Tage (120 Stunden) in der Entkotungsvorrichtung und somit im (dunklen) Kühlschrank. Versuche bei unterschiedlichen Temperaturen haben ergeben, dass diese Temperaturspanne die besten Ergebnisse bezüglich der Darmentleerung liefert, ohne dass (bei genügend hoher Individuenzahl pro Petrischale, s.o.) die Gefahr des Austrocknens der Würmer besteht, und ohne dass eine Remobilisierung der im Wurmkörper gebundenen Schadstoffe stattfindet (KLEIN & PAULUS 1995).

Nach 24 Stunden ist der **Kot** mit einer Edelstahlpinzette aus jeder Petrischale zu sammeln, gemeinsam (d.h. Kot aus allen Petrischalen) zu wiegen und in einem Edelstahlgefäß (1,5 l) über flüssigem Stickstoff zu lagern. Geschädigte oder abgestorbene Regenwürmer werden gegebenenfalls entfernt. Das Öffnen der Petrischalen ist nur unter Reinluftbedingungen durchzuführen.

Nach fünf Tagen wird dieser Arbeitsprozess wiederholt, wobei der abgesammelte Kot in dasselbe Edelstahlgefäß gegeben wird, indem sich der nach 24 Stunden gewonnene Kot befindet. Bei diesem Arbeitsschritt sind die Würmer pro Schale zu zählen. Nach dem Absammeln des Kotes werden die Würmer in den Petrischalen für ca. drei Stunden in eine Tiefkühltruhe (-20° C) gestellt. Dadurch geben sie weiteren Kot in kurzer Zeit ab und werden gleichzeitig abgetötet.

Anschließend werden die Würmer im tiefgefrorenen Zustand aus den Petrischalen genommen, mit einer Edelstahlpinzette vom Kot getrennt, gewogen und in Edelstahlgefäße (5,5 l) umgesetzt, die sofort in die Gasphase über flüssigem Stickstoff gestellt werden. Diese Arbeiten sind ebenfalls bei Reinluftbedingungen durchzuführen, ohne dass die Würmer auftauen. Der in der Tiefkühltruhe abgegebene Kot wird verworfen, da er sehr schnell auftaut. Alle erhobenen Daten samt der Gefäßnummern sind im entsprechenden Probendatenblatt einzutragen

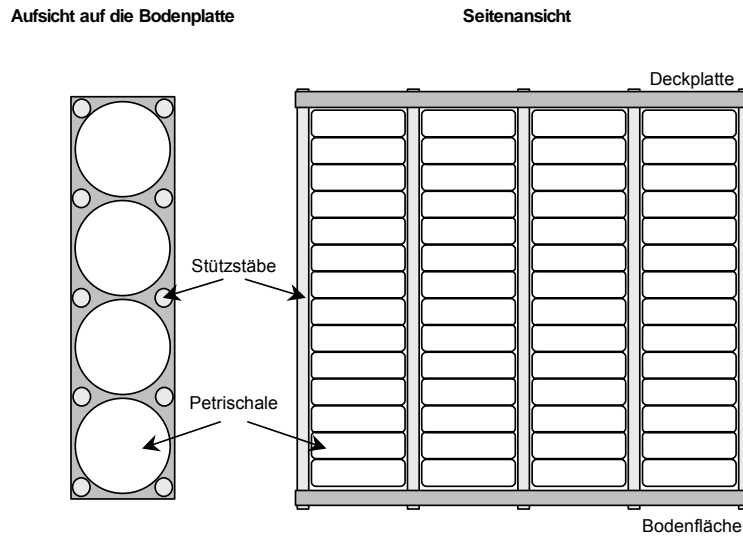


Abb.: Entkotungsvorrichtung

Biometrische Probencharakterisierung

Zur Beschreibung der gesammelten Regenwurmproben werden bei der Probenaufarbeitung folgende Parameter bestimmt:

- Gesamtgewicht der entkoteten Würmer auf 1 g genau,
- Gesamtgewicht des abgegebenen Kotes auf 1 g genau,
- Anzahl der in der Probe enthaltenen Wurmindividuen ohne Darminhalt.

Daraus lassen sich die durchschnittlichen Wurmgewichte pro Individuum und die pro Individuum durchschnittlich abgegebene Kotmenge errechnen.

Checkliste zur Vorbereitung und Durchführung der Probenahme

Probenarten:	Regenwurm (<i>Lumbricus terrestris</i> und <i>Aporrectodea longa</i>)
Zielkompartimente:	adulte Regenwürmer ohne Darminhalt, Regenwurmkot
Stichprobenumfang:	mindestens 50 Individuen pro Entnahmestelle
Probenahmezeitraum:	Oktober bis Mitte Dezember
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr
Erforderliche Ausrüstung:	<p>Freiland:</p> <p>Probendatenblätter zur Dokumentation während der Probenahme (Entnahmestelle, Witterung, Sammelergebnisse sowie Probenahmetechnik und Lagerung)</p> <p>Fangvorrichtung und Zubehör</p> <p>isolierte Pinzetten zum Absammeln der Würmer</p> <p>wasserfester Edding zur Beschriftung der Petrischalen und der Edelstahlgefäße</p> <p>Laborwaage (Wägebereich bis 3 kg, Messgenauigkeit 0,1 g)</p> <p>Entkotungsvorrichtung inkl. Petrischalen</p> <p>Lufthermometer, Bodenthermometer</p> <p>Kühlschrank zur Zwischenlagerung der in der Entkotungsvorrichtung befindlichen Regenwürmer</p> <p>Transportfahrzeug inkl. Reinluftarbeitsplatz mit Aktivkohle- und Partikelfilterung</p> <p>Labor:</p> <p>Probendatenblatt „Probenahmetechnik und Lagerung“ zur Dokumentation des Gewichtes des abgesammelten Kotes</p> <p>Edelstahlpinzetten</p> <p>Einmalhandschuhe</p> <p>Waage (Messgenauigkeit 0,1 g)</p> <p>Reinluftarbeitsplatz mit Aktivkohle- und Partikelfilterung</p> <p>Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN)</p> <p>Edelstahlgefäße (1,5 l und 5,5 l) mit Deckel und Klammern</p>
Probenverpackung bis zur -aufarbeitung:	Edelstahlgefäße (1,5 l und 5,5 l) (Aufbewahrung der Regenwürmer bis zur vollständigen Entkotung in den Petrischalen der Entkotungsvorrichtung)
Probentransport und -zwischenlagerung:	Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Gasphase über flüssigem Stickstoff (LIN) (Aufbewahrung bis zur vollständigen Entkotung im Laborkühlschrank bei ca. 8-12° C)
Biometrische Probencharakterisierung:	<p>Gesamtgewicht der entkoteten Würmer auf 1 g genau</p> <p>Gesamtgewicht des abgegebenen Kotes auf 1 g genau</p> <p>Anzahl der gesammelten Wurmindividuen ohne Darminhalt</p>

Sicherheitsrichtlinie für den Fang von Regenwürmern mit elektrischem Strom für die Umweltprobenbank

als Anlage zur Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung "Regenwurm", Stand: Januar 2003

Grundlagen

Der Fang von Regenwürmern mit elektrischem Strom erfolgt ausschließlich mit einer von einem anerkannten Sachverständigen geprüften und mit einer Prüfplakette versehenen Anlage.

Vor Beginn jeder Probenahme ist vom verantwortlichen Leiter der Probenahme zu prüfen, ob die Prüffristen noch Gültigkeit besitzen (Merkblatt GUV 22.1, April 1989). Die jeweils aktuelle Fassung der Richtlinie zur Probenahme von Regenwürmern der UPB beschreibt die exakte Vorgehensweise beim Fang von Regenwürmern mit elektrischem Strom. Sie ist genau zu befolgen.

Die Bestimmungen DIN 57 105, Teil1, VDE 0105 Teil1 (Betrieb von Starkstromanlagen - Allgemeine Festlegungen) und DIN 57 680 Teil1, VDE 0680 Teil 1 (Körperschutzmittel) sowie UVV "Elektrische Anlagen und Betriebsmittel" (GUV 2.10) bleiben unberührt.

Die vorliegende Sicherheitsrichtlinie richtet sich nach den Punkten 4-7 der VDE-Bestimmung 0105 Teil 5 (Betrieb von Starkstromanlagen – Zusatzfestlegungen für Elektrofischereianlagen).

Einsatz von Arbeitskräften

Vor Beginn des Betriebes der Elektroregewurmfanganlage sind daran beteiligte Personen von dem verantwortlichen Leiter der Probenahme zu unterrichten und einzuweisen.

Beim Betreiben der Elektroregewurmfanganlage sind unbefugte Personen vor Gefahren zu warnen und gegebenenfalls aus dem Gefahrenbereich zu verweisen. Die Elektroregewurmfanganlage darf nur von dem verantwortlichen Leiter der Probenahme gemeinsam mit mindestens einem unterwiesenen Helfer betrieben werden. Eine an der Probenahme beteiligte Person muss sich immer in unmittelbarer Nähe des Notausschalters in Sicht- und Rufkontakt mit der(n) an der(n)

Elektrodenreihe(n) stehenden Person(en) aufhalten, um die Anlage bei Gefahr sofort frei zu schalten (s.u.).

Der verantwortliche Leiter der Probenahme und mindestens ein Helfer müssen mit den im Merkblatt ZH 1/403 "Erste Hilfe bei Unfällen durch elektrischen Strom" angegebenen Wiederbelebensmaßnahmen vertraut sein.

Bedienen der Elektroregenwurmfanganlage

Alle an der Probenahme beteiligten Personen müssen während des Betriebes der Elektroregenwurmfanganlage Handschuhe und Gummistiefel benutzen, die hinsichtlich ihrer elektrischen Isoliereigenschaft den Bedingungen von VDE 0680 Teil 1 entsprechen. Die Griffleisten der Edelstahlpinzetten zum Ergreifen der Regenwürmer müssen mindestens mit einem Textilband isoliert sein.

Isolierende Schutzkleidung muss vor jedem Gebrauch von dem Benutzer auf offensichtliche Schäden untersucht werden. Nach dem Gebrauch ist die isolierende Schutzkleidung zu säubern und zu trocknen.

Bewegliche Leitungen sind schonend zu behandeln und vor Beschädigungen durch Kanten, schwere Belastung und dergleichen zu schützen. Sie dürfen im Betrieb und beim Transport der Geräte nicht auf unzulässigen Zug beansprucht werden.

Die Anschlussvorrichtungen – auch Steckvorrichtungen – für Elektrodenleitungen müssen beim Herstellen oder Lösen des Anschlusses freigeschaltet sein. Bevor die Elektroregenwurmfanganlage in Betrieb gesetzt wird, müssen der Schutz gegen direktes Berühren und bei indirektem Berühren sichergestellt sein. Vor jeder Inbetriebnahme ist die Elektroregenwurmfanganlage, besonders deren Zuleitung, gründlich auf äußere Beschädigungen zu untersuchen. Geräte und Anlagenteile, die gefahrbringend beschädigt sind, dürfen nicht betrieben werden.

Der Gefahrenbereich ist festzulegen und durch Absperrband und Warnschilder kenntlich zu machen. Der Schalter zum Freischalten der Elektrodenzuleitungen der Elektroregenwurmfanganlage darf erst auf Anordnung des verantwortlichen Leiters

der Probenahme eingeschaltet werden. Nach der Inbetriebnahme der Elektroregenschwammfanganlage ist sofort die Schrittspannung in der Nähe der Elektrodenreihen zu messen. Bei Überschreiten von 50 V muss entweder die Ausgangsspannung über einen Regeltrafo herabgesetzt oder die Anlage freigeschaltet werden.

Die Elektroden dürfen nur an dem isolierten Griff angefasst werden. Auch beim Tragen der Schutzkleidung ist ein Anfassen des blanken Endes unzulässig. Eine an der Probenahme beteiligte Person darf immer nur eine Elektrode in die Hand nehmen. Die Elektroregenschwammfanganlage muss bei Gefahr oder Unregelmäßigkeiten sofort freigeschaltet werden.

Sind diese Maßnahmen nicht ausreichend sicher zu stellen, ist die gesamte Elektroregenschwammfanganlage außer Betrieb zu setzen.

Darüber hinaus ist die Elektroregenschwammfanganlage bei Niederschlägen, insbesondere Regen, Nieselregen und Schneefall, abzubauen.

Probenahme-Richtlinie für Rehe im Grünwald (Luxemburg)

Zielsetzung

Die Probenahme von Rehlebern stellt ein erprobtes Verfahren im Rahmen der Umweltprobenbank Deutschland (UPB) dar. Damit sollen über einen längeren Zeitraum hinweg chemische, pathologische und / oder genetische Veränderungen u.a. in terrestrischen Ökosystemen erfasst und retrospektiv untersucht werden können. Dabei ist die Probenahme der erste und wichtigste Schritt zur Sicherung der Proben- und Datenqualität. Das Hauptziel der Probenahme besteht darin, Proben zu identifizieren, zu sammeln und zu charakterisieren, die repräsentativ für die ausgewählten Gebiete sind.

Funktion der Probenart

Das europäische Reh (*Capreolus c. capreolus*) wird im Rahmen der Umweltbeobachtung seit Anfang der 70er Jahre untersucht. Mittlerweile liegen eine Reihe von Arbeiten vor, die sich mit dem Einsatz des Rehs als Bioindikator auseinandersetzen (u.a. DRESCHER-KADEN 1976; KLEIMINGER & HOLM 1985; RIMKUS & WOLF 1985; MÜLLER 1985a, 2002; UECKERMANN 1985; HOLM 1986; ONDERSCHEKA et al. 1986; HOLM et al. 1987, 1990, 1992; HECHT 1987; HOLM & WESTER 1988; TATARUCH 1993a, 2001; MARKERT et al. 1999)

Rehe nehmen in terrestrischen Ökosystemen als selektive Herbivore die Stelle der Konsumenten erster Ordnung ein. Ihre Nahrungszusammensetzung und Ernährungsweise ist aufgrund zahlreicher Untersuchungen hinreichend bekannt (u.a. ESSER 1958; JUON 1963; KLÖTZLI 1965; DROZDZ & OSIECKI 1973; AL-KITTANI 1975; ELLENBERG 1978; BUBINEK 1984; EBERLE 1989; GUTHÖRL 1990; PETRAK et al. 1991; PETRAK 1993; STUBBE 1997)

Darüber hinaus erfüllt das Reh folgende Kriterien, die es zu einer geeigneten Art für Monitoringprogramme machen:

- weite geografische Verbreitung. Es ist von Südwesteuropa über Mittel- und Nordeuropa bis nach Russland (Uralgebirge) und Kleinasien (Türkei, Kaukasusgebiet, Iran) verbreitet. Es fehlt in Irland, Island und auf den

- Mittelmeerinseln (STUBBE 1997; LISTER et al. 1998). *Capreolus pygargus* vertritt die Art in Sibirien und Ostasien;
- häufigster freilebender größerer Pflanzenfresser in Europa. Allein in der Bundesrepublik Deutschland werden jährlich über 1.000.000 Rehe erlegt (Deutscher Jagdschutzverband 2004).
 - Verbreitung in fast allen terrestrischen Ökosystemen in Mitteleuropa (u.a. STUBBE 1997; ANDERSON et al. 1998).
 - Große Standorttreue. Die Territoriumsgröße schwankt in Abhängigkeit von der Wilddichte, dem Alter, dem Geschlecht, dem Geschlechterverhältnis, der standörtlichen Gliederung des Gebietes, dem Nahrungsangebot und der Jahreszeit in der Regel zwischen 30-40 ha (STUBBE 1997). Der Aktionsraum einzelner Individuen kann jedoch wesentlich größer sein;
 - physiologisch und ökophysiologisch gut untersuchte Art (u.a. ELLENBERG 1974; EISFELD 1976; HOFMANN 1983, 1993; GRODZIŃSKA 1983; STUBBE 1997; BEHREND 1999; FRÖLICH et al. 2001; GEHRKE 2001; WISSER et al. 2001);
 - gute Kenntnisse bzgl. des Akkumulationsverhaltens im Freiland für Elemente und organische Stoffe (u.a. HOLM & BOGEN 1982, 1984; KLEIMINGER 1983; DOTZAUER 1984; HECHT et al. 1984a, b; HOLM 1984; TATARUCH 1984, 1993b; LUTZ 1985; MÜLLER 1985b, 1992; FRANK 1986; FROSLIE et al. 1987; HECHT 1993, 2001; GUSE & JÄGER 1994; GUFLER et al. 1997; ONDERSCHEKA et al. 1997) sowie Radionuclide (u.a. MOLZAHN et al. 1987; TATARUCH 1996; HECHT & HONIKEL 1997).

Zielkompartimente

Wie in der Umweltprobenbank soll auch im Grünwald als Zielkompartiment die **Leber** der Rehe gesammelt werden. Zahlreiche Arbeiten haben die gute Eignung der Leber für ein Biomonitoring gezeigt (u.a. HOLM et al. 1987, 1990; HOLM & WESTER 1988):

Die meisten Stoffe lassen sich am besten in der Leber nachweisen. Dies gilt für alle bisher untersuchten chlorierten Kohlenwasserstoffe, wahrscheinlich für alle lipophilen, mehr oder weniger persistenten Organika und für Elemente wie, Cr, Mo, Mn, Cu und Fe. Die Elemente Cd, Pb, V, Zn und Ca werden in den Nieren stärker als

in der Leber akkumuliert. Hg, Al und Mg werden in beiden Organen etwa gleich stark angereichert.

- Die Verteilung der Stoffe ist sehr homogen.
- Die Leber liefert mit etwa 300-500 g eine ausreichend hohe Probenmenge, die etwa vier- bis fünfmal so hoch liegt wie bei den Nieren.
- Die Fettgehalte in der Leber unterliegen geringeren jahreszeitlichen Schwankungen als die der Nieren.
- Die Leber liegt im Bauchraum des Rehes, der beim Schuss meistens nicht verletzt wird. Deshalb ist, eine Kontamination durch das Geschoss i.d.R. auszuschließen (HECHT 1984). Das Risiko unerwünschter Kontamination durch das Geschoss kann durch die Forderung, nur Rehe für Schadstoffuntersuchungen zu verwenden, deren Bauchraum unverletzt ist, stark reduziert werden.

Festlegungen für die Probenahme

Auswahl und Abgrenzung der Probenahmefläche

Rehprobenamen im Grünwald werden auf den Forstparzellen dokumentiert (Parzellen-Nr.), obwohl die Aktionsräume der Rehe natürlich deutlich größer sind.

Auswahl der Individuen und Stichprobengröße

Aus statistischen Gründen sind für das Untersuchungsgebiet Grünewald pro Sammelperiode die Lebern von mind. 10 einjährigen Stücken (Jährlinge und Schmalrehe) und mind. 10 Kitzen (Bock- und Geißkitze) zu entnehmen und einzulagern.

Einjährige Stücke und Kitze sind an den Aktionsraum des Muttertieres gebunden. Die einjährigen Stücke haben zum Probenahmezeitpunkt ein einheitliches Alter; sie waren der Belastungssituation eines Jahres ausgesetzt. Problematisch könnte die kurze Sammelperiode sein, um die geforderte Stückzahl zu erreichen. Im Grünewald wird deshalb die Hauptsammelperiode auf die Monate Oktober bis Dezember zu konzentrieren sein (Drückjagden).

Grundsätzlich werden die Lebern nur von gesunden Tieren gesammelt, die keinerlei Abweichungen vom Normalzustand im Wildbret und an den Organen erkennen lassen. Krankheiten verändern in Abhängigkeit von ihrer Art und Ausprägung die Physiologie des Organismus. Deshalb erfolgt die Probengewinnung durch erfahrene Jäger, die die genaue Beachtung der Probenahmerichtlinie gewährleisten. Kranke Tiere sind vor dem Schuss durch einen auffälligen Habitus (struppiges Fell, Körpermassenabbau etc.) und/oder abnormales Verhalten zu erkennen. Nach dem Erlegen und Aufbrechen sind weitere Krankheitsanzeichen in ihrer Größe, Gestalt und Farbe, veränderte Organe oder Ablagerungen auf den Organen, vermehrte Körperflüssigkeiten, abnormaler Geruch oder übermäßig starker Befall mit Ekto- und/oder Endoparasiten zu dokumentieren.

Probenahmezeitraum und -häufigkeit

Die einjährigen Stücke sollen im Grünewald zu Beginn der Rehjagd erlegt werden, die Kitze im Gesamtzeitraum von Oktober bis Ende Dezember. Die Probenahme kann jährlich erfolgen.

Durchführung der Probenahme

Alle bei der Probenahme und biometrischen Probenbeschreibung erhobenen Daten sind in den entsprechenden Probendatenblättern zu vermerken. Die Vorbereitung einer Rehprobenahme erfordert einen hohen organisatorischen Aufwand. Vor der ersten Probenahme müssen die Jäger über die Schritte bei der Probenahme eingewiesen werden, wobei es wichtig ist, besonders auf die Veränderungsfreiheit der Probenverpackung hinzuweisen. Vor jeder Probenahme sind die erforderlichen Verpackungen zusammenzustellen und den Jägern auszuhändigen.

Darüber hinaus ist es notwendig, im ständigen Kontakt mit den Ansprechpartnern zu stehen, um schnell auf Probleme reagieren und die Probenahme einschließlich dem Abholen der Proben innerhalb des in der Richtlinie vorgegebenen Zeitraumes durchführen zu können.

Erforderliche Ausrüstung und Reinigungsvorschriften

Für die Geländearbeit:

- 1 Kühltasche mit Kühlelementen
- 15 PTFE-Beutel
- Anleitung zur Durchführung der Probenahme
- 15 Probendatenblätter zur Probenbeschreibung
- Tiefkühlvorrichtungen zum Transport der Lebern

Für die Proben von einem erlegten Stück werden die entsprechenden Verpackungsmaterialien und das Probendatenblatt in einem Leinenbeutel zusammengestellt; d.h. in einem Leinenbeutel befinden sich:

- 1 PTFE-Beutel für die Leber
- 1 Probendatenblatt zur Probenbeschreibung
- Anleitung zur Durchführung der Probenahme

Eine Beschriftung der Behältnisse durch den Jäger ist hinfällig, weil die Nummer des Rehs auf dem Probendatenblatt 5 (Probenbeschreibung) vermerkt ist und der Inhalt jeder Tragetasche komplett in die Tiefkühltruhe (ca. -20° C) gestellt wird. Die Proben dürfen für einen Zeitraum von maximal 4 Wochen in den Tiefkühltruhen verbleiben.

Die zentrale Probensammelstelle eines Probenahmegebietes ist gegebenenfalls mit einer Gefriertruhe auszustatten.

Für die Laborarbeit:

- Reinluftarbeitsplatz mit Partikel- und Aktivkohlefilterung,
- Edelstahlgefäße (5,5 l) mit Deckel und Klammern,
- Waage (Messgenauigkeit 0,1 g) zur Bestimmung des Lebergewichtes,
- Stift zur Beschriftung der Edelstahlgefäße,
- Einmalhandschuhe,
- Flüssigstickstoff,
- Probendatenblatt zur Lagerung.

Die Edelstahlgefäße werden für die Verpackung und das sofortige Tieffrieren der Lebern unmittelbar nach der Gewichtsbestimmung in der Gasphase über flüssigem Stickstoff eingesetzt.

Reinigungsvorschriften

Die Reinigung der Probengefäße und -geräte erfolgt in einer Laborspülmaschine (z.B. Mielabor G7783) mit chlorfreiem Intensivreiniger (z.B. Neodisher F) im ersten Reinigungsgang. Nach Kalt- und Heißspülung (ca. 90-95° C) erfolgt eine Neutralisation mit ca. 30%iger Phosphorsäure in warmem Wasser. Anschließend erfolgen Heiß- und Kaltspülgänge mit deionisiertem Wasser. Nach dem Spülen werden die Gefäße bei ca. 130° C im Trockenschrank mindestens eine Stunde nachbehandelt (zur Sterilisation). Anschließend lässt man die Gefäße geschlossen abkühlen. Bei Kunststoffen entfällt die Sterilisation.

Probenahmetechnik

Die Rehe werden durch Kugelschuss bevorzugt bei Ansitz- oder Pirschjagden erlegt. Organe von Rehen, die auf Bewegungsjagden geschossen werden, sind häufig als Probe ungeeignet. Prämortaler Stress durch Hetzen oder Anbringen von nicht sofort

tödlichen Schüssen können den Schadstoffgehalt der Organe beeinflussen (SCHINNER 1981). Der Bauchraum des Tieres darf durch den Schuss nicht verletzt sein. Träger- und saubere Blattschüsse bedeuten die geringste Kontaminationsgefahr durch das Geschoss und sind daher als Schussarten vorzuziehen. Im Probendatenblatt zur Probenbeschreibung ist die genaue Lage des Ein- und Ausschusses zu vermerken.

Bei der Probenahme ist streng darauf zu achten, dass die Proben weder mit Haaren noch mit Pflanzen, Bodenteilchen usw. in Kontakt kommen. Die Probenahme ist wie folgt vorzunehmen:

- erlegtes Reh spätestens 30 Minuten nach dem Schuss aufbrechen;
- verletzte Leber in den PTFE-Beutel legen;
- Probendatenblatt zur Probenbeschreibung ausfüllen;
- Behältnis und das Probendatenblatt in die Tragetasche stellen und diese sofort in eine Kühltasche überführen;
- Leberproben so schnell wie möglich zur zentralen Sammelstelle bringen und in der Tragetasche einfrieren (spätestens nach 24 Std.);
- den Zeitpunkt der Überführung der Proben in die Kühltruhe auf dem Probendatenblatt zur Probenbeschreibung vermerken und nach dem Ausfüllen wieder zu den Proben in die Tragetasche legen.

Die Umlagerung in Edelstahlgefäße ist unter Reinluftbedingungen im Labor wie folgt durchzuführen:

- Die eingestanzte Nummer der Edelstahlbehälter wird zusammen mit den Gewichten im Probendatenblatt zur Lagerung vermerkt und die Gefäße mit Eddingstift beschriftet (Probenahmegebiet = Parzellennummer, Probenart, Probenindividuen, Probenmatrix).
- Die Leberproben werden in den PTFE-Beuteln gewogen, aus den PTFE-Beuteln entnommen und in Edelstahlbehälter überführt (mind. drei bis fünf Lebern pro Behälter)
- Danach werden die Gefäße in die Gasphase über Flüssigstickstoff gebracht.

Biometrische Probencharakterisierung

Bei der Probennahme werden Daten zum Gewicht der erlegten Tiere, dem Gesundheitszustand sowie dem Befall mit Parasiten erhoben. Alle während der Probennahme gewonnenen Daten sind im Probendatenblatt 5 einzutragen. Die Bestimmung des Lebergewichtes erfolgt wie zuvor beschrieben.

Erfassung der Habitatqualität und Populationsstruktur

Zusätzlich zu den Daten über die Vitalität der erlegten Rehe sind Daten über die Struktur und Vitalität der Population sowie der Habitatstruktur und Äsung zu erheben, um die gemessenen Rückstandswerte interpretieren zu können. Zur Beschreibung der Qualität von Rehwildhabitaten wird im Abstand von 5 Jahren im Grünewald eine Kartierung der Rehäsung vorgenommen. Der Zeitraum für die Verbissaufnahmen liegt kurz vor Ende der Vegetationsperiode. Zu dieser Zeit kann der Sommerverbiss krautiger und holziger Pflanzen sowie der Winterverbiss holziger Pflanzen erfasst werden. Mastjahre der Baumarten sind ebenfalls zu erfassen.

Erfassung der Populationsstruktur

Die Erhebungen zur Populationsstruktur erfolgen durch die jeweiligen Ansprechpartner vor Ort und werden im Probendatenblatt zur Population dokumentiert.

Erfassung der Habitatqualität

Die Habitatqualität wird gemäß den nachfolgenden Richtlinien erfasst.

Wichtige Determinanten der Habitatqualität sind

- Winterstrenge,
- Äsungs- und Deckungsangebot,
- Konkurrenz sowie

- anthropogene Beunruhigung.

In den Probandatenblättern zur Erhebung der Habitatstruktur sowie Daten zur Äsung werden Parameter zum Äsungs- und Deckungsangebot, in dem Probandatenblatt zur Erhebung von Konkurrenz und Störung zur Konkurrenz durch andere Schalenwildarten sowie zur anthropogenen Beunruhigung erfasst. Trotz geringer Nischenüberlappung zwischen Rehwild (Konzentratselktierer) und Rotwild (Wiederkäuer vom Intermediärtyp) (HOFMANN 1989; DZIECIOLOWSKI 1991; PETRAK et al. 1991; PETRAK 1993) kann eine Konkurrenz zwischen den Wildwiederkäuern nicht ausgeschlossen werden.

Die Erfassung der Rehäsung, deren Ergebnisse auf dem Probandatenblatt 3.1 festgehalten werden, erfolgt unter Beachtung folgender Grundsätze:

Zunächst werden die für das Rehwild bedeutsamen Teillebensräume des Probenahmegebietes und potenzielle Äsungsflächen ausgewählt. Potenzielle Äsungsflächen sind alle Flächen, auf denen aufgrund ausreichenden Lichteinfalls Waldbodenpflanzen und Waldverjüngung gedeihen (Schonungen bis zum Dickungsschluss, Naturverjüngungen, Windwurfflächen, Leitungstrassen, Wald- und Wegränder u.ä.). Anschließend wird eine repräsentative Zahl von Weiserflächen im Untersuchungsraum ausgewählt, auf denen eine Kartierung des Rehverbisses durchgeführt wird. Die Zahl und Größe auszuwählender Weiserflächen ist von der jeweiligen Waldstruktur abhängig.

Bei Verbisskartierungen auf größeren Flächen wird für eine Verbissaufnahme über diese ein Transekt aus fünf Aufnahmeflächen gelegt. Die erste und fünfte Aufnahme liegen jeweils am Rand, die dritte im Zentrum. Die Mindestgröße jeder Aufnahmefläche beträgt 25 m². Zur Bestimmung des Äsungsangebotes (Pflanzenangebot) werden auf jeder Aufnahmefläche Vegetationsaufnahmen nach der Methode von SCHMIDT (1974) durchgeführt, die eine Verfeinerung der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) darstellt.

Kleinere Weiserflächen werden nicht in weitere Flächen unterteilt. Es ist zu beachten, dass die Schätzungen der Deckungsgrade (Artmächtigkeit) bei den pflanzensoziologischen Verfahren keine Ertragsschätzungen darstellen. Als

Deckungsgrad wird die Fläche definiert, die bedeckt ist, wenn alle oberirdischen Pflanzenteile der betreffenden Pflanze senkrecht auf den Boden projiziert werden. Die Schätzung der Deckungsgrade der Pflanzenarten erfolgt für ein Stratum bis 1,5 m Höhe (Äserhöhe des Rehwildes).

Tab.: Skala zur Schätzung der Deckung (SCHMIDT 1974)

<1	bis 1	bis 2	bis 3	bis 8	bis 10
bis 15	bis 20	bis 25	bis 30	bis 40	bis 50
bis 60	bis 70	bis 80	bis 90	bis 100	

Im Gegensatz zu den vom Forst durchgeführten Untersuchungen zum Wildverbiss, deren Ziel die Erfassung des Zustandes der Waldverjüngung ist und in denen daher nur die jungen Waldbäume berücksichtigt werden (SCHWAB 1999), werden bei Untersuchungen zum Äsungsverhalten alle vorkommenden Pflanzen berücksichtigt. Für jede Pflanzenart auf der Aufnahme- fläche wird der **Verbiss** bestimmt. Es muss nach verbeißenden Tierarten unterschieden werden (REIMOSER & REIMOSER 1998). Während zwischen den Fraßspuren von Wiederkäuern, Hasen und Nagern sehr gut differenziert werden kann, lassen sich die einzelnen Wildwiederkäuerarten in der Regel am Verbiss nicht eindeutig unterscheiden (PETRAK 1982). Die durch Wildwiederkäuer verursachten Abbissstellen sind uneben und faserig aber nicht glatt wie beim Hasen (BANG & DAHLSTRÖM 2000). Als Hinweise auf den Verursacher des Verbisses können die aus der unterschiedlichen Körpergröße resultierende Verbisshöhe, das Erscheinungsbild der Äsungsstelle sowie die für die jeweiligen Tierarten eindeutigen Erkennungszeichen wie Losung und Trittsiegel berücksichtigt werden. Es muss jedoch beachtet werden, dass die Individuen durch Aufrichten auf die Hinterläufe die Grenzen ihrer Reichweite erheblich nach oben verlagern können.

Für jede Pflanzenart auf einer Aufnahme- fläche wird die Stärke des Verbisses nach einer von KLÖTZLI (1965) entwickelten 5-teiligen Verbissstärke-Skala bewertet (Tab.). Durch Mittelwertbildung der für die einzelnen Aufnahme- bzw. Äsungsflächen ermittelten Werte der Verbissstärke errechnet sich die Verbissstärke (=Verbisszahl) für das Probenahmegebiet.

Tab. : Werte der Verbissstärke für Gräser, Kräuter, Sträucher und Baumjungwuchs (KLÖTZLI 1965)

Werte der Verbissstärke	Verbissstärke	Gräser und Kräuter	Sträucher oder Baumjungwuchs
0	0		
1	schwach	1-5% d. Pfl. in geringer Weise verbissen	nur rund 1-5 Verbissspuren je Pflanze
2	mäßig	6-20% d. Pfl. in geringer Weise verbissen, diese im Wachstum gehemmt	6-20 Verbissspuren je Pflanze, keine Hemmung des Wachstums
3	stark	20-50% in auffälliger Weise verbissen, z.B. Sprossköpfung, Wachstum oft abgestoppt	> 20 Verbissspuren je Pflanze, diese im Wachstum gehemmt (Verbiss des Gipfeltriebes wird speziell vermerkt)
4	total	> 50% in auffälliger Weise verbissen, diese oft ± total zerstört	> 20 Verbissspuren je Pflanze, diese ohne nennenswerten Sprosszuwachs in dieser Vegetationsperiode

Nach der Häufigkeit und Stärke des Verbisses werden die Pflanzenarten in **Beliebtheitsgruppen** eingeteilt (Tab.). Die von KLÖTZLI (1965) entwickelte 5-stufige Beliebtheitsskala wurde an die in den Probenahmegebieten der UPB vorgefundenen Gegebenheiten angepasst und um 4 Stufen erweitert. Die Beliebtheit einer Pflanzenart ergibt sich aus der **Verbisshäufigkeit** und der **Verbissstärke**. Als Maß für die Häufigkeit des Verbisses gilt die Verbissstetigkeit.

Tab. : Definition der Beliebtheitsgruppen (verändert nach KLÖTZLI 1965)

Beliebtheitszahl	Definition der Beliebtheitszahl	Verbissstetigkeit	Durchschnittliche Verbissstärke
0	± nie verbissen	< 1%	schwach
1	zuweilen schwach verbissen	1-40%	schwach
2	oft schwach verbissen	41-70%	schwach
3	regelmäßig schwach verbissen	71-100%	schwach
	zuweilen mäßig verbissen	1-40%	schwach bis mäßig
4	oft mäßig verbissen	41-70%	schwach bis mäßig
	zuweilen mäßig bis stark verbissen	1-40%	mäßig bis stark
5	regelmäßig mäßig verbissen	71-100%	schwach bis mäßig
6	oft mäßig bis stark verbissen	41-70%	mäßig bis stark
	zuweilen stark verbissen	1-40%	stark bis sehr stark
7	regelmäßig mäßig bis stark verbissen	71-100%	mäßig bis stark
8	oft stark verbissen	41-70%	stark bis sehr stark
	regelmäßig stark verbissen	71-100%	stark bis sehr stark

Die Verbissstetigkeit für jede Art berechnet sich wie folgt:

$$\frac{\text{Zahl d. Aufnahmen, in denen die Art verbissen wurde}}{\text{Zahl d. Aufnahmen, in denen die Art vorhanden war}} \times 100$$

Für die Ableitung der Beliebtheitszahl wurden drei Verbissstetigkeitsklassen (Verbissstetigkeit 1-40% = zuweilen verbissen, Verbissstetigkeit 41-70% = oft verbissen, Verbissstetigkeit 71-100% = regelmäßig verbissen) mit der durchschnittlichen Verbissstärke der entsprechenden Pflanzenart auf der Äsungsfläche kombiniert.

Um einen Anhaltspunkt für die von den einzelnen Pflanzenarten geästen Futtermengen zu bekommen, werden die für die entsprechenden Pflanzenarten

ermittelten Verbissstärkegrade mit den Deckungswerten auf den einzelnen Aufnahme­flächen multipliziert. Dies ergibt einen Anhaltspunkt für den für die entsprechenden Pflanzen bestehenden **Verbissdruck** auf den Aufnahme- bzw. Äsungsflächen. Durch Mittelwertbildung der für die einzelnen Aufnahme- bzw. Äsungsflächen ermittelten Werte des Verbissdruckes errechnet sich der Verbissdruck für das Probenahmegebiet.

Checkliste zur Vorbereitung und Durchführung der Probenahme

Probenart:	Europäisches Reh (<i>Capreolus c. capreolus</i> L.)
Zielkompartiment:	Leber
Probenindividuen:	einjährige Stücke (Böcke und Schmalrehe) und Kitze (Bock- und Geißkitze)
Stichprobenumfang:	mind. 10 Tiere
Probenahmezeitraum:	Anfang Mai bis Ende Juni (einjährige Stücke, Anfang September bis Ende Februar (Kitze))
Probenahmehäufigkeit:	jährlich
Durchführung	Jagdausübungsberchtigte vor Ort
Erforderliche Ausrüstung für die Geländearbeit:	Freiland: Probandatenblatt zur Probenbeschreibung Probandatenblätter zur Beschreibung der Habitatstruktur, der Population, des Äsungsangebots sowie der Konkurrenz und Störung Anleitung zur Durchführung der Probenahme 1 Kühltasche mit Kühlelementen PTFE-Beutel Tragetaschen Labor: Reinluftarbeitsplatz mit Aktivkohle- und Partikelfilterung Waage (Messgenauigkeit 0,1 g) Edelstahlgefäße (5,5 l) mit Deckel und Klammern Einmalhandschuhe Stift zur Beschriftung der Edelstahlgefäße Flüssigstickstoff Probandatenblatt zur Lagerung
Probenverpackung	Edelstahlgefäße (5,5 l)
Probentransport und -zwischenlagerung	Kühlvorrichtung (Sammelstelle), Tiefkühlvorrichtung zum Transport der Leber von der Sammelstelle zum Labor, Kühlvorrichtungen zum raschen Tiefkühlen und Lagern der Proben in der Dampfphase über flüssigem Stickstoff (LIN)
Biometrische Probencharakterisierung	Geschlecht Körpergewicht Gesundheitszustand Parasitenbefall Lebergewicht [0,1 g genau Lebergewicht [0,1 g genau]
Habitatbeschreibung	Größe bzw. Anteil der Waldfläche Baumartenzusammensetzung der Holzbodenfläche Größe der Verjüngungsflächen Äsungsangebot Waldrandlänge Feldgehölzanteil Störung durch andere Schalenwildarten anthropogene Beunruhigung
Populationsbeschreibung	Geschlechterverhältnis Abschusszahlen Altersaufbau Körpergewicht Parasitenbefall

5.4. Wildmanagement zur Sicherung der FFH-Ziele

Insbesondere Herbivoren aber auch Carnivoren und Omnivoren (z.B. *Sus scrofa*) können Entwicklungsziele von FFH-Gebieten entscheidend beeinflussen

Seit langem ist bekannt, dass enge, allerdings sehr komplexe Zusammenhänge zwischen Herbivorenpopulationen und Vegetationsstrukturen bestehen, deren Aufklärung unter bestimmten Randbedingungen als Indikator für Veränderungen und Belastungen nicht nur von Waldökosystemen Verwendung finden kann. Ohne an dieser Stelle auf die sehr komplexen coevolutiven Zusammenhänge zwischen Herbivoren und Pflanzengesellschaften einzugehen oder die Wirkungen von Äsungsgewohnheiten, die Pflanzenverwertbarkeit, Verbiss und Verbissschaden genauer zu beleuchten, wurde in der Praxis der „Zustand der Waldvegetation“ durch „Feststellung und Bewertung des Verbisses zu einer Grundlage für Abschussvorgaben“ in vielen Ländern als Handlungsinstrument eingesetzt. Dabei wurde oftmals vergessen, dass vom „Schaden“ nur in seltenen Fällen auf die „Populationsdichte“ geschlossen werden kann.

Heute existieren flächendeckende, gegenüber sachlicher Kritik oftmals außerordentlich resistente „Bewertungsverfahren“ in fast allen deutschen Bundesländern (u.a. Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Lübecker-Verfahren) aber auch in Österreich, der Schweiz, Frankreich oder Kanada. Während einige Länderverfahren sich zu „Subjektivität“ bekennen (u.a. Baden-Württemberg) und der Entscheidung und Bewertung durch den Forstexperten vor Ort großen Raum geben, betonen andere ihre „Objektivität“.

Viele Autoren haben sich kritisch mit den Länder-Verfahren auseinandergesetzt (näheres in MÜLLER 1989, 1990, 1993, 1994, 1996, 2002). An dieser Stelle kann nur auf einige wichtige Kritikpunkte verwiesen werden.

Eine besondere Rolle für Fehlbewertungen spielen bei den verschiedenen Länderverfahren

- die Größe der Verjüngungsflächen
- die Mindestpflanzenanzahl

- die Festlegung der Bewertungslinien auf der Fläche
- die variablen und systematischen Fehler
- die Berücksichtigung und Bewertung der unverbissenen Pflanzen
- die Erfassung und Bewertung der Kräuter
- die Relevanz der Verbissaufnahme für Reviere und Hegegemeinschaften
- die Verknüpfung mit dem Lebensraum der Bäume und des Wildes
- die Transparenz der Interpretation der Daten durch das Forstamt
- die Transparenz bei der Festlegung der Abschusszahlen (Welcher Zusammenhang besteht zwischen Verbiss und Abschussvorgabe?)
- die Zusammenhänge zwischen Verbissaufnahmen auf gezäunten und ungezäunten Weiserflächen
- die Beteiligung der Jäger

Während einige Länderverfahren in Deutschland, die die „Gnade der späten Geburt“ besitzen, dieser bereits 1992 geäußerten Kritik zumindest in einigen Punkten Rechnung getragen haben (u.a. Saarland), versuchen andere, das einmal gewählte Verfahren konsequent beizubehalten. Dass dabei Verbissprozente angepasst, manchmal auch die sogenannten „praxisnahen Verfahren“ die Jäger objektiv vorführen, ist vielleicht nur ein Ausgleich für die früher von jagdlicher Seite vorgelegten „exakten Rehwildzahlen“. Insider wissen aber schon seit langem, dass der entscheidende Punkt bei jeder Verbisserfassung die Verbissbewertung und deren Umsetzung in die jagdliche aber auch die forstliche Praxis ist. **Verbiss an forstlichen Pflanzen kann auch gesenkt werden durch ein verbessertes Äsungsangebot im Wald.**



Es ist leicht feststellbar, dass – bedingt durch die Vermehrung der auf Wibke und anderer Orkane zurückführbaren naturbedingten Kahlschläge – der Lebensraum für das Rehwild an vielen Standorten verbessert wurde. Das gilt auch für den Grünewald. Der Verbissdruck auf den ursprünglichen Aufnahmeflächen sank dabei häufig, da sich das Wild auf einen größeren Äsungsraum verteilen konnte. Soll deshalb weniger geschossen werden, nur weil die Verbissprozente sinken?

Trotz der den Experten bekannten komplexen Zusammenhänge zwischen Rehwild und unterschiedlichen Pflanzenassoziationen, die nachdrücklich belegen, dass Verbisschaden in vielen Fällen weder von der Rehwilddichte abhängen muss, noch gleichgesetzt werden darf mit Vegetationsschäden, soll durch diese Kritik an den „praxisnahen Verfahren“ nicht bezweifelt werden, dass Rehwild die forstlichen Zielsetzungen bei Bestandsgründungen infrage stellen kann. Unbestritten ist, dass in einigen Bereichen Jäger ihrer jagdgesetzlichen Pflicht nicht nachkommen und insbesondere durch Vernachlässigung des weiblichen Abschusses Rehpopulationen ermöglichen, die den Aufbau naturnaher Wälder lokal erheblich erschweren. Mit der Büchse allein ist das Wald-Wild-Problem nicht lösbar. Die in vielen Fällen geforderte Diversifikation der Bestände, die von einigen Autoren bereits gleichgesetzt wird mit größerer Naturnähe, hat oftmals mit der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation der Standorte genauso wenig zu tun wie die aus wirtschaftlichen Erwägungen

angepflanzten Fichtenreinkulturen auf Buchenwaldstandorten (vgl. die Problematik der Ausweisung von FFH-Gebieten insbesondere des Luzulo-Fagetum).

Das zeigen insbesondere Analysen von gezäunten Weisergattern. Hinter Zaun entfaltet sich nämlich auch die standortspezifisch unterschiedliche Konkurrenzkraft einzelner Pflanzenarten. Himbeer- und Brombeergebüsche überwachsen plötzlich Eichenverjüngungen und zeigen, dass Herbivoreneinfluss auch für Waldbäume positiv sein kann. Auch wenn in Naturverjüngungen zahlreiche Baumarten aufkommen muss Wildverbiss keineswegs der Hauptverursacher für die oftmals zu beobachtende allmähliche Entmischung der Bestände sein.

Verbisserfassung und Verbissbewertung gehören in die Hand eines erfahrenen, die Empfindlichkeit der lokalen Waldökosysteme kennenden und das Lebensrecht auch der Herbivoren grundsätzlich bejahenden Waldexperten. Versucht man ein Verfahren zu entwickeln, das der ökologischen und ökonomischen Rolle von Pflanzenfressern in komplexen, von Natur- und Kulturfaktoren geprägten und immer wieder unterschiedlich beeinflussten Ökosysteme gerecht wird, so muss man sich zunächst mit den verbisssteuernden Faktoren und deren räumlicher Verteilung auseinandersetzen (für die Rehpopulation sind das u.a. Sozialstruktur, Alters- und Geschlechterzusammensetzung, Geschmackspräferenzen, Interaktionen mit anderen Herbivoren, Bejagungssystem und andere Störungen, modifizierend wirken darüber hinaus der jahreszeitlich wechselnde Beliebtheitsgrad mancher Pflanzen, der Abstand zwischen realer und potentieller natürlicher Vegetation, die Pflanzeninhaltsstoffe, die Diversität der Phytozönose, das Nahrungsangebot im Umfeld der Fläche, ihre Größe und Topographie) sowie eine klare Definition der später benutzten Verbissbewertungs-Parameter wählen (dazu gehören u.a. spezieller Verbiss, spezielle Verbisschadensgrenze, spezielle Verbissbelastung, Gesamtverbiss, Verbissindex, spezielles Verbissquantum, spezielles Äsungsangebot, spezieller Verbissdruck, Häufigkeitsindex und Beliebtheit, aktuelles und potentielles Äsungsspektrum, Verbissfrequenz).

Repräsentanz- und Reproduktionsanalysen hatten schon vor Jahren gezeigt, dass die Zahl, die Größe, die Lage und Heterogenität der Aufnahmefläche die Ergebnisse von Verbissaufnahmen entscheidend bestimmen. Heute wissen wir, dass für Kunstverjüngungen pro Hektar pflanzensoziologisch homogener

Aufnahmefläche (Assoziation) mit mindestens 7 Aufnahmeflächen mit einer Größe von 16 m², für im allgemeinen heterogene Naturverjüngungen mindestens 10 Aufnahmeflächen von 16 m² notwendig sind. In der Praxis macht das natürlich erhebliche Probleme (Zeitaufwand u.a.).

Die Hauptfehlerquellen der bisherigen Länderverfahren liegen aber nicht nur in der Repräsentanz und Größe der Aufnahmeflächen, der erfassten Mindestpflanzenanzahl, einer unterschiedlichen Gewichtung verbissener und unverbissener Pflanzen, einer meist fehlenden Angabe des Äsungsangebotes und Verbissdruckes, sondern auch in der Subjektivität bei der Festlegung der Lage der Aufnahmeflächen.

Sowohl aus forstlicher als auch aus standortökologischer und jagdlicher Sicht ist der Aufbau eines Kontrollsystems auf ausgewählten Flächen insbesondere in Gebieten mit fehlender Standortkartierung und Erfassung der potentiellen natürlichen Vegetation sachlich erforderlich. **Die „praxisnahen Verfahren“ beschreiben zwar Verbiss, doch erkennen sie nicht dessen Ursachen.**

Alle bisher eingesetzten Verfahren erkennen zwar die Komplexität der Wald-Wild-Problematik an, kommen jedoch aus praktischen Erwägungen (u.a. Personaleinsatz, Kosten) zu z.T. extremen Vereinfachungen, die insbesondere bei Veränderung des Äsungsangebotes auf und/oder im Umfeld der Fläche zu erheblichen Fehlbewertungen führen müssen. Die für eine ökosystemgerechte Verbisserfassung notwendigen Mindestanforderungen erfordern neben forstlichen und ökologischen Vorarbeiten insbesondere auch pflanzensoziologische Kenntnisse und Erfahrungen, da nicht nur alle Pflanzen in ihrer relativen Häufigkeit und Verteilung auf den Aufnahmeflächen erfasst, sondern diese Aufnahmeflächen zugleich im Zusammenhang mit ihrem regionalen Umfeld gestellt werden müssen. Verbiss-Aufnahmen müssen deshalb auf Pflanzen-Assoziationen bezogen sein. Verbiss in den vier Haupt-Verbänden der mitteleuropäischen Edellaubwälder (Fagion, Tilio-Acerion, Carpion, Alno-Ulmion) ist danach unterschiedlich zu bewerten.

Für jede Verbiss-Aufnahmefläche müssen zwei Vorbedingungen erfüllt sein:

- **eine forstliche oder naturschutzzielgerichtete Vorbedingung (dazu gehören eine forstliche Standortkartierung, eine darauf aufbauende Forsteinrichtung und die forstliche Soll-Bestimmung und / oder eine klare Definition des Schutz- bzw. Entwicklungszieles)**

und

- **eine vegetationskundlich-ökologische Vorbedingung (dazu gehört auch die Kenntnis der realen und potentiellen natürlichen Vegetation eines Standortes).**

Bezogen auf das FFH-Gebiet Grünewald kommt insbesondere der Aufklärung der Wirkungen des Verbisses auf die reale und potentielle natürliche Vegetation eines Fagetums die Größte Bedeutung zu. Es wird für einen Forstmann schmerzhaft sein, wenn er feststellt, dass seine vor wenigen Jahren erst gepflanzten Koniferen von Rehen verbissen oder verlegt werden. Für ein Luzulo-Fagetum als FFH-Gebiet ist das häufig völlig belanglos.

In der Vegetationsperiode 2003 wurden stichprobenartig insgesamt 46 **Verbissaufnahmen** im Untersuchungsgebiet Grünewald durchgeführt und zusätzlich 10 Standorte für die Anlage von **Weiser- und Kontroll-Gattern** ausgewählt. Die Lage der geplanten Weiserflächen trägt einerseits den differenzierten Wuchspotentialen der Standorte Rechnung, orientierte sich aber naturgemäß auch an der realen Vegetation. Naturverjüngungen und Kunstverjüngungen befinden sich gleichberechtigt unter den vorgeschlagenen Flächen. Die unterschiedlichen Störeinflüsse und die Lage zu Dickungskomplexen wurde ebenfalls berücksichtigt.

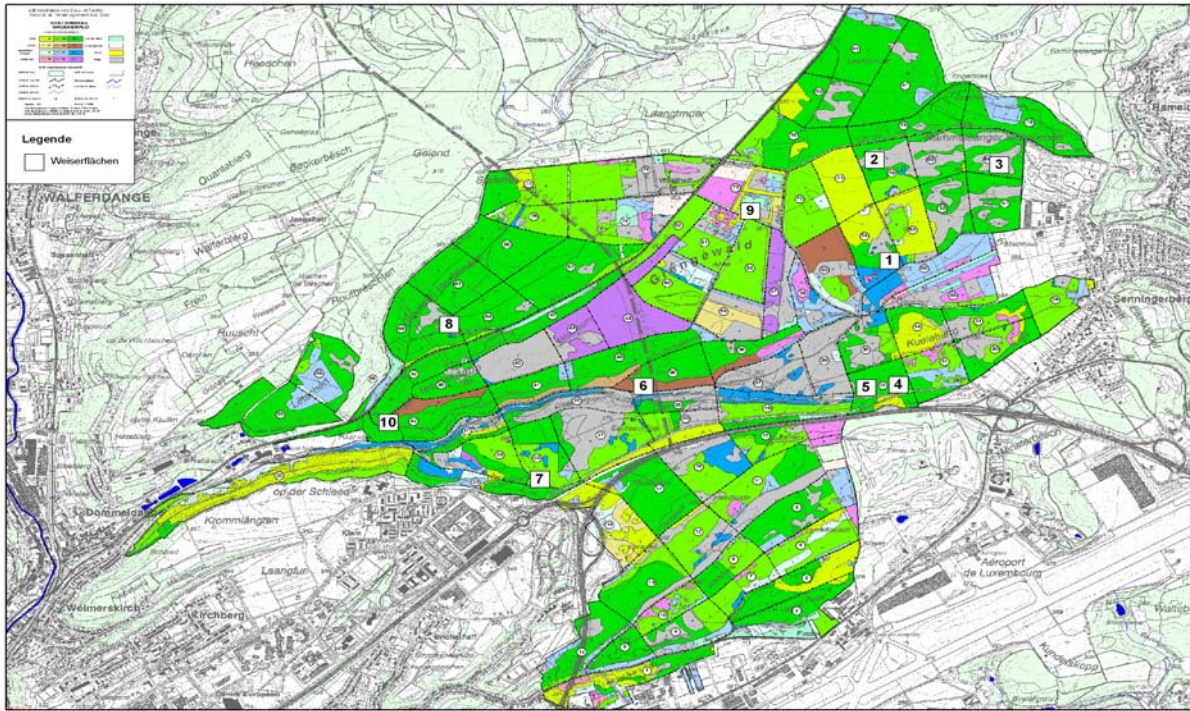


Abb.: Lage der Weiserflächen im Untersuchungsgebiet

In den nachfolgenden Tabellen wird eine vereinfachte Darstellung des Vegetationsverbisses durch Rehwild auf ausgewählten 10 Weiserflächen dargestellt.

Parzellen-Nr.: 54**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 3,5 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		Verbissen	unverbissen
1	Picea abies		+
2	Sambucus nigra	+	
3	Pseudotsuga menziesii	+	
4	Pseudotsuga menziesii	+	
5	Picea abies		+
6	Betula spec.		+
7	Pseudotsuga menziesii		+
8	Pseudotsuga menziesii	+	
9	Pseudotsuga menziesii	+	
10	Picea abies		+
11	Pseudotsuga menziesii		+
12	Pseudotsuga menziesii	+	
13	Picea abies		+
14	Picea abies		+
15	Pseudotsuga menziesii		+
Gesamt:		6	9

Standortbeschreibung:

- Kunstverjüngungsfläche mit Birkenanflug
- freie Sonneneinstrahlung auf den Standort

Vermerke:

- häufig vertreten:
 - Rubus idaeus (verbissen)
 - Sambucus spec. (verbissen)
 - Deschampsia flexuosa
 - Sarothamnus scoparius (verbissen)
 - Convallaria majalis
 - Lacerta vivipara
 - Schorthippus brunnaeus
- einzelne verbissene Sorbus aucuparia vorhanden
- dichte Grasdecke (60%)
- in 4m Abstand Fagus sylvatica aus dem Äser
- in 5m Abstand Quercus robur, Betula spec. und Fagus sylvatica aus dem Äser

Parzellen-Nr.: 70**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 2,5 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	unverbissen
1	Fagus sylvatica		+
2	Fagus sylvatica		+
3	Fagus sylvatica		+
4	Fagus sylvatica		+
5	Fagus sylvatica	+	
6	Fagus sylvatica		+
7	Picea abies		+
8	Fagus sylvatica	+	
9	Quercus spec.	+	
10	Fagus sylvatica	+	
11	Sorbus aucuparia	+	
12	Fagus sylvatica	+	
13	Fagus sylvatica		+
14	Picea abies		+
15	Fagus sylvatica		+
Gesamt:		6	9

- Standortbeschreibung:**
- Buchennaturverjüngungsfläche mit randlich angrenzender Birkennaturverjüngungsfläche
 - Waldrandnähe
 - Überhellter Buchen
 - Lage: 200m von der Lichtung am Holzabfuhrweg entfernt
 - 80m von Leitersitz in Richtung Straße

- Vermerke:**
- vereinzelt vorhanden:
 - Sorbus aucuparia
 - Quercus spec.
 - Picea abies
 - Sambucus racemosa
 - Betula spec.
 - Mutterbäume: Fagus sylvatica und Quercus spec.

Parzellen-Nr.: 68**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 4,5 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	Unverbissen
1	Fagus sylvatica		+
2	Betula spec. aus dem Äser		
3	Salix spec. aus dem Äser		
4	Fagus sylvatica		+
5	Fagus sylvatica		+
6	Fagus sylvatica	+	
7	Fagus sylvatica		+
8	Quercus spec. aus dem Äser		
9	Fagus sylvatica aus dem Äser		
10	Fagus sylvatica aus dem Äser		
11	Betula spec.	+	
12	Fagus sylvatica	+	
13	Sambucus racemosa	+	
14	Fagus sylvatica		+
15	Fagus sylvatica		+
Gesamt:		4	6

Standortbeschreibung:

- Naturverjüngungsfläche aus Buche, Eiche und Birke
- Verjüngung ist geläutert
- Einzelne Birken und Weiden als Überhellter

Vermerke:

- häufig vertreten:
 - Rubus idaeus (verbissen)
 - Rubus fruticosus (verbissen)

Parzellen-Nr.: 32**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 3 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	unverbissen
1	Quercus spec.		+
2	Fagus sylvatica		+
3	Quercus spec.		+
4	Fagus sylvatica		+
5	Quercus spec.		+
6	Fagus sylvatica		+
7	Fagus sylvatica		+
8	Quercus spec.		+
9	Quercus spec.		+
10	Fagus sylvatica		+
11	Quercus spec.		+
12	Quercus spec. (Trockenschaden)		+
13	Quercus spec.		+
14	Fagus sylvatica		+
15	Quercus spec.		+
Gesamt:		1	15

Standortbeschreibung:

- gezäunte Schonungsfläche
- randliche Buchennaturverjüngung verläuft gut
- Neupflanzung: Eichen, allerdings schlecht wüchsig (Trockenschäden)

Vermerke:

- vertreten:
 - Betula spec.
 - Epilobium parviflorum (unverbissen)
 - Salix spec.
 - Sorbus aucuparia
 - Sambucus spec.
 - Cerasus spec.
 - Rubus ideaus
 - Rubus fruticosus
 - Pteridium aquilinum
- keine Vergleichsfläche vorhanden
- Stichwort: Beobachtungsfläche für weitere Entwicklung
- Clethrionomys-Fraß

Parzellen-Nr.: 32**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 3,5 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		Verbissen	unverbissen
1	Quercus spec.	+	
2	Picea abies		+
3	Fagus sylvatica	+	
4	Quercus spec.		+
5	Quercus spec.	+	
6	Picea abies	+	
7	Picea abies		+
8	Quercus spec.		+
9	Picea abies		+
10	Picea abies		+
11	Fagus sylvatica	+	
12	Fagus sylvatica	+	
13	Picea abies		+
14	Picea abies		+
15	Picea abies		+
Gesamt:		6	9

- Standortbeschreibung:**
- Buchenaturverjüngungsfläche (Verlauf gut)
 - Fichtenanpflanzung (Verlauf gut); viele sind dem Äser entwachsen
 - direkte Sonneneinstrahlung

- Vermerke:**
- vorhanden:
 - Deschampsia flexuosa
 - Rubus idaeus (verbissen)
 - Rubus fruticosus
 - Pteridium aquilinum

Parzellen-Nr.: 39**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 10 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	unverbissen
1	Salix spec.		+
2	Salix spec.		+
3	Salix spec.		+
4	Salix spec.		+
5	Salix spec.		+
6	Salix spec.		+
7	Salix spec.		+
8	Salix spec.		+
9	Salix spec.		+
10	Salix spec.	+	
11	Salix spec.		+
12	Salix spec.		+
13	Salix spec.		+
14	Salix spec.		+
15	Salix spec.		+
Gesamt:		1	14

Standortbeschreibung: - Aufschüttungshang mit Ruderalvegetation:

- Tussilago
- Hypericum
- Fragaria
- Sarothamnus
- Atropa bella-donna
- Petasites
- Melilotus
- 30m neben Autobahnbrücke
- direkte Sonneneinstrahlung

Vermerke:

- Rehfährten unter der Brücke
- Gehölze < 50 cm

Parzellen-Nr.: 22**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 2,5 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	unverbissen
1	Fagus sylvatica		+
2	Fagus sylvatica		+
3	Acer pseudoplatanus	+	
4	Fagus sylvatica		+
5	Acer pseudoplatanus	+	
6	Fagus sylvatica		+
7	Fagus sylvatica		+
8	Fagus sylvatica		+
9	Fagus sylvatica	+	
10	Fagus sylvatica	+	
11	Fagus sylvatica		+
12	Fagus sylvatica		+
13	Fagus sylvatica		+
14	Fagus sylvatica		+
15	Fagus sylvatica	+	
Gesamt:		5	10

- Standortbeschreibung:**
- Naturverjüngung mit Buchenaltholz
 - Nähe Hochspannungsleitung beim Parc Des Expositions
 - Zwischen Drückjagdsitz und Ansitzleiter
 - Beschatteter Hochwald

- Vermerke:**
- Bodenbewuchs:
 - Hedera helix
 - Polygonatum multiflorum
 - Impatiens parviflora
 - Luzula luzuloides
 - Melica uniflora
 - Rubus idaeus
 - Galium odoratum
 - Gehölze < 30cm

Parzellen-Nr.: 65**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 2 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	unverbissen
1	Fagus sylvatica		+
2	Fagus sylvatica		+
3	Fagus sylvatica		+
4	Fagus sylvatica		+
5	Fagus sylvatica		+
6	Fagus sylvatica	+	
7	Fagus sylvatica		+
8	Fagus sylvatica		+
9	Fagus sylvatica		+
10	Quercus spec.		+
11	Fagus sylvatica		+
12	Fagus sylvatica		+
13	Fagus sylvatica		+
14	Fagus sylvatica		+
15	Fagus sylvatica		+
Gesamt:		1	14

Standortbeschreibung:

- Buchenhochwald-Auffichtung
- Buchennaturverjüngung
- Tälchen neben geteertem Zufahrtsweg
- Sonneneinstrahlung
- SW-Exposition

Vermerke:

- weitere Arten:
 - Sambucus racemosa
 - Rubus idaeus (verbissen)
 - Rubus fruticosus (verbissen)
 - Salix spec.
 - Pteridium aquilinum
 - Lonicera periclymenum
 - Galium odoratum
 - Luzula luzuloides
 - Juncus effusus
 - Impatiens parviflorum
 - Urtica dioica

Parzellen-Nr.: 73**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 2 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	unverbissen
1	Fagus sylvatica		+
2	Fagus sylvatica		+
3	Fagus sylvatica		+
4	Fagus sylvatica		+
5	Fagus sylvatica		+
6	Fagus sylvatica		+
7	Quercus spec.	+	
8	Sambucus nigra	+	
9	Fagus sylvatica	+	
10	Larix spec.		+
11	Fagus sylvatica		+
12	Fagus sylvatica		+
13	Fagus sylvatica		+
14	Pinus sylvestris (verfegter Leittrieb)		+
15	Fagus sylvatica		+
Gesamt:		3	12

- Standortbeschreibung:**
- Buchenanpflanzung im Buchenaltholz
 - 50m von Leiteransitz entfernt
 - Volle Sonneneinstrahlung

- Vermerke:**
- 80 bis 90% Grasbedeckung
 - weitere Arten:
 - Urtica dioica
 - Rubus idaeus
 - Betula (stark verbissen)
 - Sambucus (stark verbissen)
 - Acer (stark verbissen)
 - Rumex acetosella
 - Hypericum perforatum
 - Deschampsia flexuosa

Parzellen-Nr.: 42**Datum:** 01.09.2003**Radius:** 1,5 m**Aufgenommene Gehölze:**

Nr.	Art	Leittrieb	
		verbissen	Unverbissen
1	Fagus sylvatica (< 30cm)		+
2	Quercus spec. (< 30cm)		+
3	Fagus sylvatica (< 30cm)		+
4	Quercus spec. (< 30cm)		+
5	Quercus spec. (< 30cm)		+
6	Quercus spec. (< 30cm)		+
7	Quercus spec.		+
8	Fagus sylvatica		+
9	Fagus sylvatica		+
10	Quercus spec. (< 30cm)		+
11	Fagus sylvatica		+
12	Fagus sylvatica		+
13	Fagus sylvatica aus dem Äser		+
14	Fagus sylvatica aus dem Äser		+
15	Fagus sylvatica		+
Gesamt:		0	15

Standortbeschreibung:

- Buchennaturverjüngung, Eiche beigemischt
- Westexponierter Hang
- Unterhalb verläuft alter Weg
- Unterhalb Buchennaturverjüngung außerhalb dem Äser

Vermerke:

- Hangparalleler Wildwechsel 20m oberhalb
- weitere Arten:
 - Pteridium aquilinum
 - Luzula (bestandsbildend)

In der Vegetationsperiode 2003 wurden von ausgewählten Weiserflächen und stichprobenartig von anderen Waldstandorten pflanzensoziologische Aufnahmen durchgeführt, die in Verbindung mit den Verbissaufnahmen eine Bewertung der Standorte nach realem und potentiellm Äsungsspektrum ermöglichen.

Beispielhaft wird auf den folgenden Seiten die Aufnahmemethodik und Bewertung an zehn Standorten dargestellt.

Verbissaufnahme-Verfahren

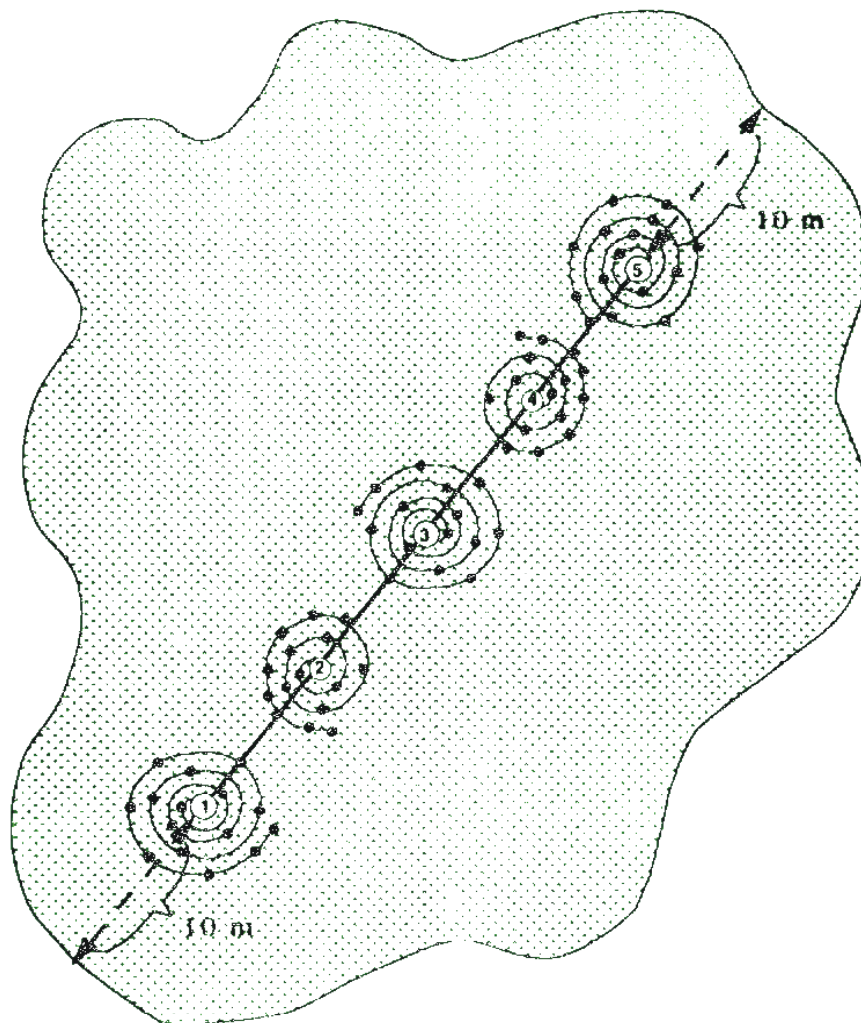


Abb.: Transakt-Analysen für die Aufnahme von Schalenwildverbiss (nach Müller 1992)

Grünewald

Pflanzensoziologische Aufnahme

Weiserfläche Nr. 1

DATUM	02.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	100
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	0
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	40
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	10
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	60

ARTNAME	Häufigkeit*)
<i>Avenella flexuosa</i>	5
<i>Rubus idaeus</i>	4
<i>Convallaria majalis</i>	3
<i>Lonicera periclymenum</i>	2
<i>Teucrium scorodonia</i>	2
<i>Picea abies</i> juv.	2
<i>Epilobium angustifolium</i>	2
<i>Galium harcynicum</i>	2
<i>Rumex acetosella</i>	2
<i>Poa chaixii</i>	2
<i>Galeopsis tetrahit</i>	2
<i>Salix caprea</i>	1
<i>Juncus conglomeratus</i>	1
<i>Juncus effusus</i>	1
<i>Betula pendula</i>	1
<i>Betula pubescens</i>	1
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1
<i>Quercus petraea</i>	1
<i>Cytisus scoparius</i>	1
<i>Dryopteris filix mas</i>	1
<i>Senecio fuchsii</i>	1
<i>Sambucus nigra</i>	1
<i>Luzula luzuloides</i>	1
<i>Fagus sylvatica</i>	1

*) Schlüssel für die geschätzte Häufigkeit der aufgenommenen Pflanzenarten:

- | | |
|---------------------------------------|----------------|
| 1: selten, einzelne Exemplare | 2: eher selten |
| 3: regelmäßig vorzufinden | 4: häufig |
| 5: bestandsbildend, überall vorhanden | |

Standort der Weiserfläche 1 ist eine künstliche Verjüngungsfläche; alle Gehölze befinden sich im Jugendstadium. Die Gesamt-Bodenbedeckung ist hoch, bei den krautigen Pflanzen dominieren Grasarten.

Die hohe Zahl der vorkommenden Säurezeiger (*Teucrium scorodonia*, *Galium hircynicum*, *Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides*, *Cytisus scoparius*, *Betula pubescens*, *Juncus effusus*, *Lonicera periclymenum* und *Poa chaixii*) lassen auf saure Bodenverhältnisse schließen. Diese müssen allerdings nicht ausschließlich durch das Substrat bedingt sein, die ehemalige Bewirtschaftung des Standortes mit Nadelhölzern kann zu einer zusätzliche Versauerung des Bodens geführt haben.

Vereinzelt Auftreten von Feuchtezeigern wie *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus* und *Betula pubescens* neben dem Trockniszeiger *Rumex acetosella* sprechen für starke Bodenfeuchte-Gradienten innerhalb der Untersuchungsfläche.

Das Auftreten von nährstoffanspruchsvollen Arten wie *Sambucus nigra*, *Senecio fuchsii*, *Epilobium angustifolium* und *Salix caprea* spricht für eine gute Stickstoffversorgung des Standortes, steht aber in krassem Gegensatz mit den ebenfalls vorhandenen Magerkeitszeigern wie *Rumex acetosella*, der typisch für magere Standorte (N-Zahl nach Ellenberg: 2) ist, sowie *Avenella flexuosa* und *Juncus conglomeratus* (beide N-Zahl 3).

Neben Arten, die typisch für Waldlichtungsfluren sind (*Epilobium angustifolium*, *Senecio fuchsii*, *Salix caprea*), treten auch für Grünland typische Arten wie *Rumex acetosella*, *Galium hircynicum* und die *Juncus*-Arten auf.

Das Vorkommen von *Luzula luzuloides*, Charakterart des *Luzulo luzuloidis*-Fagetum, kann als Indiz für das Wuchspotential des Standortes gesehen werden.

Grünewald Pflanzensoziologische Aufnahme **Weiserfläche Nr. 2**

DATUM	02.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	40
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	30
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	30
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	5
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	35

ARTNAME	Häufigkeit
<i>Fagus sylvatica</i>	5
<i>Luzula luzuloides</i>	4
<i>Picea abies</i> juv.	4
<i>Avenella flexuosa</i>	4
<i>Veronica officinalis</i>	3
<i>Poa chaixii</i>	3
<i>Milium effusum</i>	2
<i>Juncus effusus</i>	2
<i>Betula pendula</i>	2
<i>Quercus petraea</i>	2
<i>Epilobium angustifolium</i>	2
<i>Galeopsis tetrahit</i>	2
<i>Rubus idaeus</i>	2
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	1
<i>Acer pseudoplatanus</i> juv.	1
<i>Juncus conglomeratus</i>	1
<i>Cytisus scoparius</i>	1
<i>Sambucus nigra</i>	1

Die Weiserfläche Nr. 2 liegt in einer natürlichen Buchenverjüngungsfläche mit angrenzender Birkennaturverjüngungsfläche in Waldrandnähe. Die Gesamt-Bodenbedeckung ist mit 40% eher gering. Die Gehölze im Juvenilstadium werden von hochgewachsenen Bäumen überschattet, die Deckung der Baumschicht ist

allerdings ebenfalls gering (30%). Grasartige Pflanzen dominieren im Vergleich zu den vorkommenden Kräutern.

Das vereinzelte Vorkommen von *Juncus effusus* und *Juncus conglomeratus* deutet auch hier auf eher feuchte Bodenverhältnisse hin.

Die hohe Zahl der vorkommenden Säurezeiger (*Avenella flexuosa*, *Juncus effusus*, *Luzula luzuloides*, *Poa chaixii*, *Veronica officinalis* und *Cytisus scoparius*) spricht für saure Bodenverhältnisse, Arten mit Reaktionszahl größer 5 treten auf.

Ausgesprochene Stickstoffzeiger wie *Sambucus nigra* und *Epilobium angustifolium* kommen ebenso in der Fläche vor wie die Magerkeitszeiger *Avenella flexuosa* und *Juncus conglomeratus*. Die Magerkeitszeiger, insbesondere *Avenella flexuosa*, erreichen aber größere Deckungsgrade. Die Stickstoffversorgung des Standortes wird deshalb wohl eher als gering einzuschätzen sein.

Neben der auch hier auftretenden Charakterart des *Luzulo luzuloidis*-Fagetum, *Luzula luzuloides*, kommen auch Arten des Feuchtgrünlandes (*Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*), sowie der Lichtungszeiger *Epilobium angustifolium* vor. Das Auftreten von *Fagus sylvatica* und *Luzula luzuloides* charakterisiert die Fläche als potentiellen Standort eines *Luzulo*-Fagetums.

Grünwald Pflanzensoziologische Aufnahme **Weiserfläche Nr. 3**

DATUM	02.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	100
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	30
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	50
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	10
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	30

ARTNAME	Häufigkeit
Rubus idaeus	5
Rubus fruticosus agg.	3
Betula pendula	3
Poa chaixii	3
Milium effusum	2
Juncus conglomeratus	2
Luzula luzuloides	2
Fagus sylvatica	2
Eupatorium cannabinum	1
Cirsium vulgare	1
Epilobium spec.	1
Betula pubescens	1
Dryopteris filix mas	1
Hypericum perforatum	1
Sambucus racemosa	1
Salix caprea	1
Quercus petraea	1

Die Weiserfläche Nr. 3 liegt in einer Naturverjüngungsfläche aus Buche, Eiche und Birke.

Die Gesamt-Bodenbedeckung beträgt 100%, die Deckung der Baumschicht ist mit 30% eher gering. Die Fläche wird von Rubus idaeus und Rubus fruticosus dominiert die beide mit hohen Individuendichten auftreten. Weitere häufig auftretende Arten sind Betula pendula und Poa chaixii.

Eine hohe Zahl von Halblicht- und Lichtpflanzen (*Cirsium vulgare*, *Juncus conglomeratus*, *Rubus idaeus*, *Betula pendula*, *Hypericum perforatum*, *Eupatorium cannabinum*, u.a.) deuten auf eine hohe Sonnenbestrahlung des Standorts hin.

Auch an diesem Standort deutet das Vorkommen von Feuchtezeigern wie *Betula pubescens*, *Juncus conglomeratus* und *Eupatorium cannabinum* auf feuchte Bodenverhältnisse hin, Trockeniszeiger fehlen.

Neben Arten mit niedrigen N-Zahlen wie *Betula pubescens* und *Juncus conglomeratus* (beide N-Zahl 3) kommen auch hier ausgesprochene Stickstoffzeiger wie *Sambucus racemosa*, *Eupatorium cannabinum* und *Cirsium vulgare* vor. Dies spricht für hohe standörtliche Gradienten bei der Stickstoffversorgung.

Starke Gradienten sind auch bei der Basenversorgung des Standortes zu erwarten, neben Säurezeigern wie *Luzula luzuloides*, *Poa chaixii* und *Betula pubescens* treten Arten auf, die typisch für schwach saure bis neutrale Böden sind (*Eupatorium cannabinum*, *Salix caprea*, *Cirsium vulgare*).

Pflanzensoziologisch deutet auch hier das Vorkommen von *Luzula luzuloides* und *Fagus sylvatica* auf einen potentiellen Standort des Luzulo-Fagetums hin, es kommen allerdings auch Arten der Waldlichtungsfluren (*Salix caprea*, *Sambucus racemosa*), sowie Störungszeiger (*Eupatorium cannabinum*, *Cirsium vulgare*) vor, die eine eindeutige Zuordnung unmöglich machen.

Grünwald Pflanzensoziologische Aufnahme **Weiserfläche Nr. 4**

DATUM	02.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	100
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	0
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	20
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	10
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	90

ARTNAME	Häufigkeit
Poa chaixii	5
Quercus robur juv.	3
Senecio fuchsii	3
Rubus idaeus	3
Prunus avium	2
Agrostis capillaris	2
Juncus conglomeratus	2
Epilobium angustifolium	2
Luzula luzuloides	2
Fagus sylvatica	2
Hypericum perforatum	1
Sambucus racemosa	1
Ranunculus repens	1
Brachypodium sylvaticum	1
Salix caprea	1
Rubus fruticosus agg.	1
Sorbus aucuparia	1
Betula pendula	1
Quercus petraea	1
Galeopsis tetrahit	1

Die Weiserfläche Nr. 4 liegt in einer gezäunten Schonungsfläche mit Eichenpflanzung. Die randliche Buchennaturverjüngung verläuft gut, die gepflanzten Eichen weisen hingegen Trockenschäden auf.

Die Gesamtdeckung beträgt 100%, wobei die Gräser dominieren. Alle Bäume befinden sich im Juvenilstadium.

Dominierende Pflanze ist *Poa chaixii*. Häufig vertreten sind außerdem *Quercus robur* (angepflanzt), *Senecio fuchsii* und *Rubus ideaus*.

Durch das Fehlen von schattenspendenden Bäumen erfolgt eine direkte Sonneneinstrahlung auf den Standort. Bestätigt wird dies durch das geringe Vorkommen von Schatt- und Halbschattpflanzen (wie *Fagus sylvatica*, *Brachypodium sylvaticum*, *Luzula luzuloides* und *Prunus avium*) gegenüber einer hohen Anzahl von Halblicht- und Lichtpflanzen.

Nahezu alle Pflanzen weisen auf einen frischen bis leicht feuchten Boden hin.

In der Basenversorgung des Standortes ist ein ähnlicher Gradient wie bei der Weiserfläche Nr.3 zu erwarten, da sowohl Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger (*Salix caprea*, *Prunus avium*) wie auch Säurezeiger (*Luzula luzuloides*, *Poa chaixii*) vorhanden sind.

Neben auf stickstoffarmen Standorten häufiger vorkommenden Arten (*Juncus conglomeratus*) finden sich auch Arten welche häufiger auf stickstoffreichen Standorten wachsen (*Sambucus racemosa*, *Senecio fuchsii*, *Epilobium angustifolium*). Dies deutet auf einen Gradienten bezüglich der Stickstoffgehalte im Boden hin.

Neben Pflanzen, welche typisch für das Luzulo-Fagetum (*Luzula luzuloides*, *Fagus sylvatica*, *Prunus avium*) sind, kommen auch viele aus dem Bereich der Waldlichtungsfluren (*Salix caprea*, *Sambucus racemosa*, *Senecio fuchsii*) vor, so daß man davon ausgehen kann, daß sich im Laufe der Zeit auf diesem Standort ein Luzulo-Fagetum entwickeln wird.

Grünewald Pflanzensoziologische Aufnahme **Weiserfläche Nr. 5**

DATUM	02.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	100
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	0
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	40
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	20
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	60

ARTNAME	Häufigkeit
Poa chaixii	4
Rubus idaeus	4
Pteridium aquilinum	3
Fagus sylvatica	3
Stellaria holostea	2
Urtica dioica	2
Oxalis acetosella	2
Juncus effusus	2
Picea abies juv.	2
Epilobium angustifolium	2
Senecio fuchsii	2
Hypericum perforatum	2
Quercus petraea	2
Juncus conglomeratus	2
Luzula luzuloides	2
Rubus fruticosus agg.	2
Luzula pilosa	1
Veronica officinalis	1
Prunus avium	1
Epilobium spec.	1

Die Weiserfläche Nr. 5 liegt in einer Buchennaturverjüngungsfläche mit Fichtenanpflanzung. Beide Baumarten entwickeln sich gut; die meisten Fichten sind dem Äser entwachsen. Die Gesamtdeckung liegt bei 100%, die Strauchdeckung ist mit 40% recht hoch. Dominierende Pflanzen sind Poa chaixii und Rubus idaeus.

Durch die vorhandenen Sträucher entsteht trotz direkter Sonneneinstrahlung auf den Standort ein keinflächiges Mosaik in Bezug auf die Lichtverhältnisse. So kommen neben Lichtpflanzen (*Juncus effusus*, *Epilobium angustifolium*) auch Tiefschatten- und Schattenpflanzen (*Oxalis acetosella*, *Luzula pillosa*) vor.

Die Pflanzen weisen auch hier ohne Ausnahme auf einen gut durchfeuchteten bis frischen Boden hin.

Neben Pflanzen welche auf stickstoffarmen Standorten häufiger sind (*Pteridium aquilinum*, *Juncus conglomertus*) kommen auch ausgesprochene Stickstoffzeiger (*Urtica dioica*, *Epilobium angustifolium*) vor. Dieser Gradient deutet auf unterschiedliche Stickstoffversorgung im Boden hin.

In Bezug auf die Basenversorgung dürfte sich dieser Standort ähnlich dem der Weiserfläche Nr. 4 verhalten, da auch hier Säurezeiger (*Luzula luzuloides*, *Poa chaixii*) und Schwachsäure- bis Schwachbasezeiger (*Urtica dioica*, *Prunus avium*) vorzufinden sind.

Pflanzensoziologisch deutet das Vorkommen von *Luzula luzuloides* auf eine natürliche Entwicklung zu einem Luzulo-Fagetum hin, wobei auch Waldlichtungs- (*Senecio fuchsii*), Grünland- (*Juncus effusus*) und Stickstoff-Krautflurenpflanzen (*Urtica dioica*) vorkommen, so daß keine eindeutige Zuordnung möglich ist. Die Anpflanzung der Fichten deutet auf eine Nutzung des Standortes als Fichtenforst hin.

Grünwald

Pflanzensoziologische Aufnahme

Weiserfläche Nr. 6

DATUM	03.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	40
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	0
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	0
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	40
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	5

ARTNAME	Häufigkeit
Melilotus alba	5
Fragaria vesca	3
Leontodon autumnalis	2
Cirsium vulgare	2
Hypericum perforatum	2
Poa chaixii	2
Veronica officinalis	2
Epilobium spec.	2
Luzula luzuloides	2
Rubus idaeus	2
Atropa bella-donna	1
Leontodon hispidus ssp. Hispidus	1
Plantago lanceolata ssp. Lanceolata	1
Prunella vulgaris	1
Daucus carota	1
Rumex obtusifolius	1
Plantago major ssp. Major	1
Artemisia vulgaris	1
Taraxacum officinale agg.	1
Achillea millefolium	1
Campanula rotundifolia	1
Cytisus scoparius	1
Salix caprea	1
Quercus petraea	1

Juncus effusus	1
Fagus sylvatica	1

Die Weiserfläche Nr.6 liegt 30m von der neugebauten Autobahnbrücke auf einem Aufschüttungshang. Die Gesamtdeckung ist mit 40% sehr gering; alle Bäume sind kleiner als 50 cm. Dominierend sind krautige Pflanzen, vor allem Melilotus alba. Es handelt sich insgesamt um einen sehr artenreichen Standort.

Aufgrund der südexponierten Hanglage der Fläche erfolgt eine starke direkte Sonneneinstrahlung auf den Standort. Dies wird durch die Vegetation widergespiegelt: Außer Fagus sylvatica und Luzula luzuloides sind alle Pflanzen Halb- oder Volllichtpflanzen (z.B. Melilotus alba, Daucus carota, Cirsium vulgare).

Viele Pflanzen (z.B. Juncus effusus, Fragaria vesca, Cirsium vulgare) weisen auf einen leicht feuchten bis frischen Boden hin, wobei Melilotus alba eher als Trockenanzeiger gilt.

Das Vorkommen von Melilotus alba und Veronica officinalis neben Rumex obtusifolius und Artemisia vulgaris weist auf schwankende Stickstoffverhältnisse (stickstoffarm bis übermäßig stickstoffreich) im Boden hin.

Auf starke Schwankungen im pH-Wert des Bodens weisen Atropa bella-donna (eher basen- und kalkreich) und Poa chaixii (eher basenarm) hin.

Es handelt sich um eine junge Ruderalgesellschaft, welche sich pflanzensoziologisch nicht eindeutig zuordnen läßt, da sowohl Stickstoff-Krautfluren-, als auch Grünland-, Waldlichtungs- und Luzulo-Fagetumarten vorkommen.

Grünwald Pflanzensoziologische Aufnahme Weiserfläche Nr. 7

DATUM	03.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	50
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	80
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	0
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	40
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	10

ARTNAME	Häufigkeit	ARTNAME	Häufigkeit
Hedera helix	5	Rubus idaeus	2
Fagus sylvatica	4	Cytisus scoparius	1
Impatiens parviflora	3	Dryopteris filix mas	1
Oxalis acetosella	3	Milium effusum	1
Brachypodium sylvaticum	2	Senecio fuchsii	1
Acer pseudoplatanus juv.	2	Geranium robertianum	1
Galium odoratum	2	Galeopsis tetrahit	1
Stachys sylvatica	2	Sambucus nigra	1
Melica uniflora	2	Luzula luzuloides	1
Polygonatum multiflorum	2		

Die Weiserfläche Nr.7 liegt in einer Buchennaturverjüngung in einem Hochwald mit Buchendominanz. Der Standort ist vom hoch gewachsenen Buchenaltholz stark beschattet (geschätzte Deckung der Baumschicht: 80%). Die Gehölze im Juvenilstadium (v.a. Buchenjungwuchs) befinden sich noch in der Krautschicht, eine Strauchschicht ist nicht vorhanden. Bei den krautigen Pflanzen dominieren Kräuter (Deckung 40%) gegenüber Gräsern (Deckung 10%). Vor allem Hedera helix tritt unter den Kräutern als bestandsbildende Art hervor.

Die starke Beschattung des Standortes spiegelt sich auch im Artenspektrum des Standortes wieder. Oxalis acetosella als Tiefschattenpflanze (L-Zahl:1) ist ebenso vorzufinden wie viele andere Schattenpflanzen (Polygonatum multiflorum, Galium odoratum, Dryopteris filix mas, Melica uniflora, Brachypodium sylvaticum). Auch der zahlreiche Buchenjungwuchs (Schattenkeimer) ist ein Indiz für den geringen Sonnengenuß des Standortes.

Im Gegensatz dazu treten allerdings auch einige Halblicht- und Lichtpflanzen in Erscheinung (*Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Senecio fuchsii*, *Galeopsis tetrahit*, *Sambucus nigra*), die aber nur vereinzelt zu finden sind und oft kümmern.

Die Feuchteverhältnisse des Standortes liegen im mittleren Bereich, es treten weder Trocken- noch Feuchtezeiger in Erscheinung (Ausnahme: *Stachys sylvatica* mit Feuchtezahl 7, steht allerdings meist im Bereich des Stammabflusses der höheren Buchen). Alle anderen vorkommenden Arten haben Feuchtzahlen zwischen 4 und 6. Die Bodenreaktion dürfte im schwach sauren bis neutralen Bereich liegen, von den einzigen echten Säurezeiger, *Cytisus scoparius* und *Luzula luzuloides* (R-Zahl:3) wurde jeweils nur ein Exemplar gefunden. Alle anderen vorkommenden Arten haben Reaktionszahlen zwischen 4 und 7.

Die Stickstoffversorgung des Standortes scheint gut zu sein, es treten zahlreiche Stickstoffzeiger in Erscheinung (*Sambucus nigra*, *Senecio fuchsii*, *Geranium robertianum*, *Acer pseudoplatanus*, *Stachys sylvatica*).

Das Vorkommen von *Melica uniflora* als Charakterart des *Galio odorati*-Fagetums, sowie weiterer, für diese Assoziation typische Arten wie *Galium odoratum*, *Milium effusum* und *Polygonatum multiflorum* lassen eine pflanzensoziologische Zuordnung der Vegetation zur Assoziation des *Galio odorati*-Fagetums als relativ sicher erscheinen. Dagegen spricht das Auftreten von *Luzula luzuloides* als Charakterart des *Luzulo*-Fagetums, von dieser Art wurde allerdings nur ein Individuum gefunden.

Grünwald Pflanzensoziologische Aufnahme **Weiserfläche Nr. 8**

DATUM	03.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	60
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	20
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	40
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	10
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	20

ARTNAME	Häufigkeit	ARTNAME	Häufigkeit
Fagus sylvatica	5	Eupatorium cannabinum	1
Luzula luzuloides	4	Betula pubescens	1
Rubus idaeus	4	Sambucus racemosa	1
Galium odoratum	2	Veronica officinalis	1
Impatiens parviflora	2	Epilobium spec.	1
Brachypodium sylvaticum	2	Pteridium aquilinum	1
Urtica dioica	2	Juncus effusus	1
Agrostis capilaris	2	Epilobium angustifolium	1
Carex remota	1	Juncus conglomeratus	1
Fragaria vesca	1	Betula pendula	1
Cirsium arvense	1	Rubus fruticosus agg.	1
Galeopsis tetrahit	1		

Die Weiserfläche Nr.8 liegt in einer Buchenhochwald-Aufflichtung mit Buchennaturverjüngung in der Nähe einer geteerten Zufahrtsstraße zu einem nahegelegenen Militärgelände. Die Deckung der Baumschicht ist mit 20% eher gering, die Strauchschicht dominiert mit 40% geschätzter Deckung, Kraut- und Grasschicht besitzen geringe Deckungsgrade (10 bzw 20%).

Die untersuchte Fläche weist aufgrund des nicht geschlossenen Blätterdachs der Hochwald-Bäume starke Unterschiede in den Lichtverhältnissen auf. Dies spiegelt sich auch in dem Vorkommen von Lichtpflanzen (Epilobium angustifolium, Juncus conglomeratus, Juncus effusus, Cirsium arvense) neben Schattenpflanzen (Galium odoratum, Carex remota, Brachypodium sylvaticum) wieder.

Da die Fläche in einer Senke neben der Zufahrtsstraße zum Militärgelände liegt ist von einer hohen Bodenfeuchte auszugehen. Diese Annahme wird durch das Fehlen von Trockenzeigern sowie das Vorkommen von zahlreichen Feuchtezeigern (*Betula pubescens*, *Carex remota*, *Juncus conglomeratus*, *Juncus effusus*, *Eupatorium cannabinum*) gestützt.

Über die Bodenreaktion lassen sich aufgrund der Vegetationszusammensetzung keine klaren Aussagen treffen, es treten sowohl Schwachbasenzeiger (*Eupatorium cannabinum*, *Urtica dioica*) als auch Säurezeiger (*Betula pubescens*, *Juncus effusus*, *Pteridium aquilinum*, *Luzula luzuloides*, *Veronica officinalis*) auf. Da die Säurezeiger in größerer Zahl vorhanden sind und auch höhere Deckungsgrade erreichen (v.a. *Luzula luzuloides*) kann man eher von sauren Bodenverhältnissen ausgehen.

Die Stickstoffversorgung des Standortes scheint gut zu sein, die Stickstoffzeiger (*Urtica dioica*, *Eupatorium cannabinum*, *Epilobium angustifolium*, *Sambucus racemosa*, *Cirsium arvense*) überwiegen die Arten weniger stickstoffreicher Standorte (*Betula pubescens*, *Juncus conglomeratus*, *Pteridium aquilinum*) bei weitem.

Pflanzensoziologisch läßt sich die Fläche nicht eindeutig zuordnen, das häufige Vorkommen von *Luzula luzuloides* und *Fagus sylvatica* spricht jedoch für die Assoziation des Luzulo-Fagetums. Daneben treten aber auch dafür untypische Arten auf. *Carex remota* ist z.B. eine typische Pflanze des Alno-Ulmions. Typische Lichtungszeiger wie *Fragaria vesca*, *Epilobium angustifolium* und *Sambucus racemosa* treten ebenso auf wie die für feuchtes Grünland typischen *Juncus*-Arten. *Urtica dioica*, *Eupatorium cannabinum* und *Cirsium arvense* weisen als Störungszeiger auf die nahegelegene Zufahrtsstraße hin.

Grünwald Pflanzensoziologische Aufnahme Weiserfläche Nr. 9

DATUM	03.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	100
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	0
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	30
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	10
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	90

ARTNAME	Häufigkeit
Rumex acetosella	4
Fagus sylvatica	4
Holcus lanatus	3
Agrostis capilaris	3
Rubus idaeus	3
Betula pendula	2
Urtica dioica	2
Rubus fruticosus agg.	2
Poa chaixii	2
Verbascum nigrum	1
Poa pratensis agg.	1
Pinus sylvestris	1
Sambucus nigra	1
Dryopteris filix mas	1
Prunus avium	1
Juncus effusus	1
Epilobium angustifolium	1
Hypericum perforatum	1
Quercus petraea	1
Juncus conglomeratus	1
Luzula luzuloides	1

Die Weiserfläche Nr.9 liegt in einer Buchenanpflanzung im Buchenaltholz. Die Gesamtdeckung beträgt 100%; die Grasdeckung ist mit 90% sehr hoch. Dominierend Arten sind Fagus sylvatica (teils auch angepflanzt) und Rumex acetosella.

Die Lichtverhältnisse sind aufgrund der Sträucher und juvenilen Bäume mosaikartig unterschiedlich ausgeprägt. Dies spiegelt auch die vorhandene Vegetation wider: Neben Lichtpflanzen wie *Juncus effusus* und *Epilobium angustifolium* finden sich auch Schattpflanzen wie *Dryopteris filix mas* und *Fagus sylvatica*

Das Vorhandensein von *Juncus effusus*, *Holcus lanatus*, *Sambucus nigra*, *Hypericum perforatum* weist auf einen frischen bis gut durchfeuchteten Boden hin.

Die Vegetationszusammensetzung lässt auch hier keine eindeutige Aussagen über die Bodenreaktion zu. Es kommen sowohl Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger (*Urtica dioica*, *Prunus avium*, *Verbascum nigrum*) als auch Säurezeiger (*Juncus effusus*, *Poa chaixii*, *Luzula luzuloides*) vor.

Der Stickstoffgehalt des Bodens dürfte auch Schwankungen aufweisen, da sowohl stickstoffarme Standorte bevorzugende (*Juncus conglomeratus*, *Luzula luzuloides*) als auch übermäßig stickstoffreiche Standorte bevorzugende (*Urtica dioica*, *Sambucus nigra*) Pflanzen zu gleichen Anteilen anzutreffen sind.

Auf der Fläche kommen sowohl Luzulo-Fagetum-, Waldlichtungs-, Grünland- als auch Stickstoff-Krautflurenarten vorkommen. Das Vorhandensein von *Luzula luzuloides* und *Fagus sylvatica* deuten aber auf eine natürliche Entwicklung zum einem Luzulo-Fagetum hin.

Grünwald Pflanzensoziologische Aufnahme **Weiserfläche Nr. 10**

DATUM	03.09.2003
GESAMTDECKUNG [%]	60
DECKUNG BAUMSCHICHT [%]	40
DECKUNG STRAUCHSCHICHT [%]	40
DECKUNG KRAUTSCHICHT [%]	0
DECKUNG GRASSCHICHT [%]	50

ARTNAME	Häufigkeit
<i>Fagus sylvatica</i>	5
<i>Luzula sylvatica</i> ssp. <i>sylvati</i>	5
<i>Quercus petraea</i>	2
<i>Avenella flexuosa</i>	2
<i>Luzula luzuloides</i>	1
<i>Convallaria majalis</i>	1
<i>Rubus idaeus</i>	1
<i>Poa chaixii</i>	1
<i>Epilobium</i> spec.	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	1

Die Weiserfläche Nr.10 liegt auf einem westexponiertem Hang innerhalb einer Buchennaturverjüngungsfläche mit Eichenbeimischung. Die Deckung der Krautschicht ist mit <5% sehr gering. Dominierende Arten sind *Fagus sylvatica* und *Luzula sylvatica*.

Von den Lichtverhältnissen her handelt es sich um einen typischen Buchenwaldstandort am Hang oberhalb eines alten Weges, da Halblichtpflanzen (*Rubus idaeus*) neben Schattpflanzen (*Fagus sylvatica*) vorkommen.

Alle Pflanzen verweisen auf frische Bodenverhältnisse und eine eher saure Bodenreaktion (*Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides*).

Das Vorkommen von (*Rubus idaeus*, *Avenella flexuosa*, *Luzula sylvatica*) verweist auf einen stickstoffarmen bis mäßig stickstoffreichen Standort.

<u>Ruderalpflanzen</u>												
Fragaria vesca	2	62	.	1	3
Cirsium vulgare	2	35	1	.	.	2
Melilotus alba	1	3542	5
Atropa bella-donna	1	6212	1
Leontodon autumnalis	1	5423	2
Daucus carota	1	3542	1
Rumex obtusifolius	1	3811	1
Plantago major ssp. major	1	371	1
Artemisia vulgaris	1	35	1
Leontodon hispidus ssp. hispidus	1	5	1
Plantago lanceolata ssp. lanceolata	1	54	1
Prunella vulgaris	1	54	1
Taraxacum officinale agg.	1		1
Achillea millefolium	1		1
Campanula rotundifolia	1		1
<u>Lichtungsfleuren und Staudensäume</u>												
Epilobium angustifolium		6 621	.	1	2	2	2	2	.	1	.	.
Hypericum perforatum		5 61	.	.	.	1	.	2	1	1	.	2
Salix caprea		4 6213	.	.	1	1	.	.	1	.	.	1
Senecio fuchsii		4 6213	1	.	1	3	.	2
Sambucus racemosa		3 6213	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.
<u>Anthropo-zoogene Rasen und Heiden</u>												
Juncus conglomeratus		7 541	.	1	1	2	1	2	2	1	.	.
Juncus effusus		6 541	.	1	1	.	2	2	.	1	.	1
Galium hircynicum		1 511	.	.	2
Holcus lanatus		1 54	3
<u>Begleiter</u>												
Rubus idaeus		10		2	4	4	3	2	4	5	3	1 2
Galeopsis tetrahit		5		1	1	2	1	2
Epilobium spec.		5		.	1	.	.	.	1	1	.	1 2
Veronica officinalis		4		.	1	.	.	3	1	.	.	2
Sambucus nigra		4		1	.	1	.	1	.	.	1	.
Milium effusum		3 84		1	.	.	.	2	.	2	.	.
Picea abies juv.		3 731		.	.	2	.	4	2	.	.	.
Urtica dioica		3 35		.	2	.	.	.	2	.	2	.
Agrostis capillaris		3		.	2	.	2	.	.	.	3	.
Pteridium aquilinum		3		.	1	.	.	.	3	.	.	1
Betula pubescens		3		.	1	1	.	.	.	1	.	.
Eupatorium cannabinum		2 3521		.	1	1	.	.

Oxalis acetosella	2		3	2
Quercus robur juv.	1	84	.	.	.	3
Geranium robertianum	1	3532	1
Cirsium arvense	1	3	.	1
Verbascum nigrum	1	6212	1	.	.
Carex remota	1	8433	.	1
Pseudotsuga menziesii	1		.	.	1
Ranunculus repens	1		.	.	.	1
Poa pratensis agg.	1		1	.	.
Luzula pilosa	1		1
Pinus sylvestris	1		1	.	.

*) absolute Stetigkeit

**) Pflanzensoziologischer Schlüssel nach ELLENBERG (1992)

5.5. Wildpopulationsdichten und Streckenstatistik

Die exemplarischen Untersuchungen zur Verbiss-Belastung im Untersuchungsgebiet belegen, dass mit Ausnahme von eingezäunten Schonungen auf fast allen untersuchten Standorten Schalenwild-Verbiss auftritt, der jedoch kein besonderes Problem für diejenige Vegetation darstellt, die dem Wuchspotential der Standorte entspricht (Fagetum), bei forstlichen Anpflanzungen, z.B. von *Pseudotsuga menziesii* (vgl. Weiserfläche Nr. 1) aber durchaus beachtenswert sein kann. Sicherlich bedingt durch die großen Verjüngungsflächen nach den Sturmereignissen der vergangenen Jahre, ist die Äsungskapazität für das Rehwild als ausreichend zu bezeichnen. Dennoch kann durch gezielte Äsungsverbesserungen der Verbissdruck auf die natürliche Vegetation weiter gesenkt werden.

Die bisherigen Streckenergebnisse, unsere sicherlich nur stichprobenartigen Beobachtungen an Rehen im Wald und die Verbiss-Analysen erlauben keine Aussage über die exakte Höhe des Bestandes und was noch wichtiger ist, eine Populationsprognose. Da Rehe und Wildschweine im Wald nicht oder nur unter Anwendung zeitaufwendiger Methoden (u.a. Lincoln-Index) „zählbar“ sind, ist es erforderlich in Zukunft eine differenzierte Streckenstatistik einzuführen, die eine verbesserte Populationsprognose erlaubt.

In den Jahren 2002 und 2003 vermutlich nur lückenhaft dokumentierte Fallwild-Zahlen an stark befahrenen Straßen durch den Grünwald (uns liegen 23 Meldungen von Rehen und eine Schwarzwild-Meldung allein für das Untersuchungsgebiet für diesen Zeitraum vor) und nächtliche Beobachtungen mit Nachtsichtgeräten (8 Nächte; Mai und August 2003) belegen, dass **der Zuwachs durch die Jagd nicht abgeschöpft wird**. Neben der Analyse von Ökosystembeeinflussungen durch das Wild, muss deshalb in Zukunft eine differenzierte Streckenstatistik aufgebaut werden.

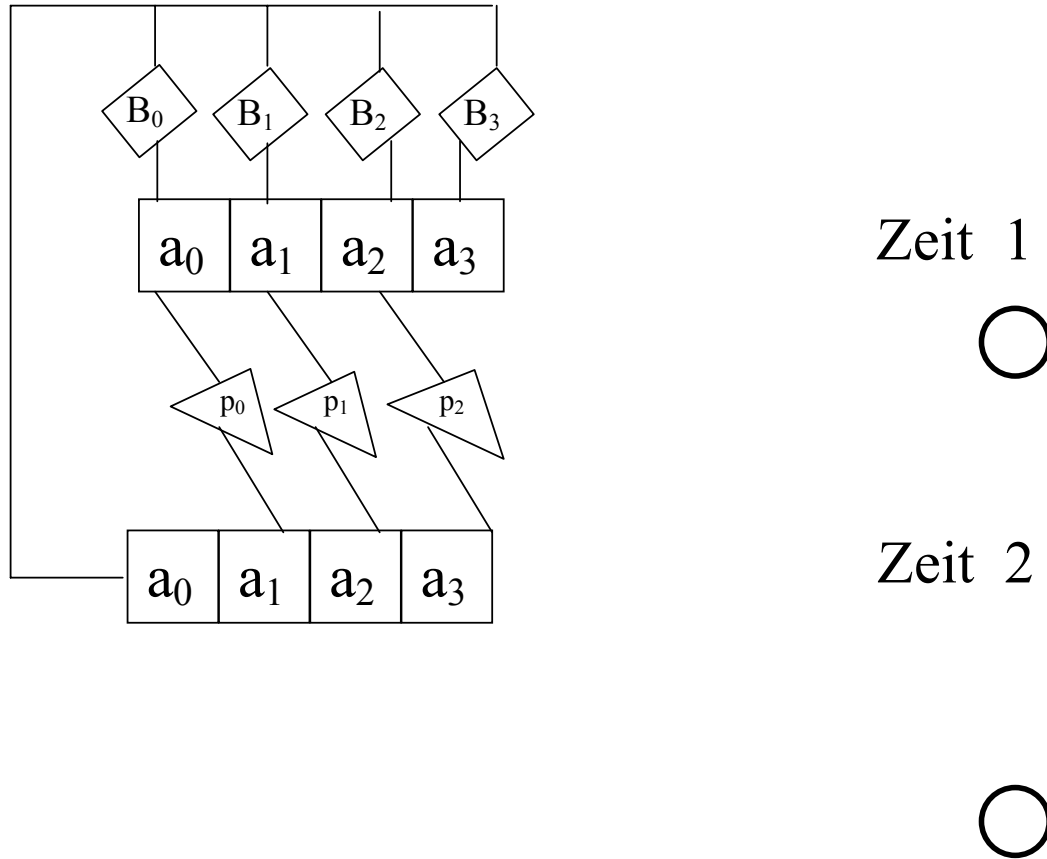
Differenzierte Streckenstatistik als Grundlage für Populationsprognosen

Die bisher in vielen europäischen Ländern durchgeführte Streckenstatistik, die häufig keine verwertbaren Aussagen über die Alterszusammensetzung der Strecke erlaubt, ist für Populationsprognosen im Allgemeinen unbrauchbar. Das gilt auch für die „Streckenstatistiken“, die aus dem Grünwald vorliegen. Sie liefern zwar Hinweise in welchen Parzellen wie viele Rehe (Böcke, Geißen und Kitze) oder wie viele Wildschweine (in welcher Größenklasse) bei Bewegungsjagden erlegt wurden, Die bisher dokumentierten Streckenergebnisse erlauben jedoch keine Rückschlüsse auf die Populationsdichten der beiden wichtigsten Schalenwildarten im Untersuchungsgebiet, sie sind für Populationsprognosen völlig untauglich und vermitteln nur einen Eindruck über den unterschiedlichen Jagderfolg von Jägern zu unterschiedlichen Jahreszeiten und mit unterschiedlichen Jagdmethoden (u.a. Ansitzjagd, Bewegungsjagd, Pirschjagd). Beobachtungen insbesondere beim Rehwild und seinen Hauptäsungspflanzen lassen uns vermuten, dass der jährliche Zuwachs durch die Jagd keineswegs abgeschöpft wird.

Für das FFH-Gebiet ist naturgemäß weniger die Frage wichtig wie viele Rehe oder Wildschweine es pro 100 Hektar gibt, sondern welche Wirkungen auch einzelne Tiere auf die FFH-Schutz- und –Entwicklungsziele besitzen. Diese Probleme können mit sorgfältigen Verbiss-Analysen und Weisergattern aufgeklärt werden. Für sichere Populationsprognosen sind differenzierten Streckenanalysen notwendig, die nicht nur einen Raum-Zeit-Bezug besitzen, sondern gezielt bei der Altersstruktur der Populationen ansetzen. Für Populationsprognosen haben sich **Matrizenmodelle** bewährt. Sie gehen davon aus, dass jede Populationsdynamik nur unter Berücksichtigung altersspezifischer Fruchtbarkeit und Mortalität verstanden werden kann.

Streckenstatistik und Matrizenmodelle:

Da es sich bei Schwarz- und Rehwild im Freiland immer um überlappende Generationen handelt, lassen sich folgende allgemeine Feststellungen, die Bedeutung für die sachdienliche Anlage einer Streckenstatistik besitzen, zunächst (schematisch) treffen:



Schematische Lebensstafel als Startpunkt einer Population mit überlappenden Generationen:

a = Individuenzahlen in verschiedenen Altersklassen

B = altersspezifische Fruchtbarkeiten

p = altersspezifische Überlebenswahrscheinlichkeiten

Um die in der schematischen Lebens tafel auftretenden Änderungen auszudrücken, können wir eine Reihe algebraischer Gleichungen schreiben:

$$t_{2a0} = (t_{1a0} \times B_0) + (t_{1a1} \times B_1) + (t_{1a2} \times B_2) + (t_{1a3} \times B_3) \quad t_{2a0}$$

$$t_{2a1} = (t_{1a0} \times p_0) \quad t_{2a1}$$

$$t_{2a2} = (t_{1a1} \times p_1) \quad t_{2a2}$$

$$t_{2a3} = (t_{1a2} \times p_2) \quad t_{2a3}$$

Dabei tragen die Altersklassen die Indizes t_1 oder t_2 , um die Zeit auszudrücken, auf die sie sich beziehen.

Es sind vier Gleichungen, weil es vier Altersklassen gibt, und sie drücken jeweils aus, wie die Individuenzahlen der Altersklassen vom Zeitintervall t_1 nach t_2 festgelegt werden.

Beispiel:

Eine Population hat zum Zeitpunkt t_1 exakt 2000 Individuen. Diese verteilen sich auf folgende Altersklassen:

$$t_{1a0} = 1750 \quad t_{1a0}$$

$$t_{1a1} = 100 \quad t_{1a1}$$

$$t_{1a2} = 100 \quad t_{1a2}$$

$$t_{1a3} = 50 \quad t_{1a3}$$

Nehmen wir an, dass die altersspezifischen Geburts- und Überlebensraten sind:

Alter	B	P
0	0	0,1
1	5	0,6
2	15	0,3
3	10	0,0

Hiernach erzeugen z. B. Adulte der Altersklasse a_0 keine Nachkommen, während Adulte der Altersklasse a_2 die fruchtbarsten sind. Es überleben nur 10 % der Individuen der Altersklasse a_0 das nächste Zeitintervall und werden in die Klasse a_1 aufgenommen, während keines der Individuen in a_3 überlebt ($p = 0$).

- Die Anzahlen zum Zeitpunkt t_2 betragen dann:

$$\begin{array}{rcl}
 - t_{2a_0} & = (1750 \times 0) + (100 \times 5) + (100 \times 15) + (50 \times 10) & = 2500 \\
 - t_{2a_1} & = 1750 \times 0,1 & = 175 \\
 - t_{2a_2} & = 100 \times 0,6 & = 60 \\
 - t_{2a_3} & = 100 \times 0,3 & = \underline{30} \\
 & & 2765
 \end{array}$$

Während dieses Zeitintervalls ist unsere Population um 765 Individuen gewachsen, und die Altersverteilung hat sich geändert:

von

$$\begin{array}{rcl}
 a_0 & = & 1750 \quad \text{zu} \quad 2500 \\
 a_1 & = & 100 \quad \text{zu} \quad 175 \\
 a_2 & = & 100 \quad \text{zu} \quad 60 \\
 a_3 & = & 50 \quad \text{zu} \quad 30
 \end{array}$$

Matrizenmodelle

Das zuvor gezeigte Modell besteht aus genauso vielen Gleichungen wie es Altersklassen gibt. Ein Weg, das Modell in einer kompakteren Form darzustellen, liefert die **Matrizenalgebra**. Im Wesentlichen ist die Matrizenalgebra ein Werkzeug, das zur Manipulation und Speicherung großer Datenmengen entwickelt wurde.

Eine Matrix ist einfach eine Gruppe, eine Tabelle oder ein Feld von Zahlen. Die zuvor betrachteten Zahlen von **B** und **P** können wir als Matrix (eckige Klammer) darstellen.

$$\begin{bmatrix} 0 & 0,1 \\ 5 & 0,6 \\ 15 & 0,3 \\ 10 & 0,0 \end{bmatrix}$$

Üblicherweise werden Matrizen durch fettgedruckte Buchstaben (z. B. **X**) dargestellt.

Wir können die Altersstruktur einer Population wie folgt schreiben:

$$\begin{bmatrix} 1750 \\ 100 \\ 100 \\ 50 \end{bmatrix}$$

und sie als $t_1(\mathbf{A})$ symbolisieren

Unsere Altersverteilung zum Zeitpunkt t_2 ($= t_2(\mathbf{A})$) kann danach geschrieben werden als

$$\begin{bmatrix} 2500 \\ 175 \\ 60 \\ 30 \end{bmatrix}$$

Die Matrizen $t_1 \begin{pmatrix} \mathbf{A} \end{pmatrix}$ und $t_2 \begin{pmatrix} \mathbf{A} \end{pmatrix}$ nennt man **Spaltenvektoren**, womit ausgedrückt wird, dass unsere Matrizen nur aus einer einzelnen Spalte von Zahlen bestehen.

Wir müssen nun eine geeignete Matrix konstruieren, die durch Multiplikation von $t_1 \mathbf{A}$ nach $t_2 \begin{pmatrix} \mathbf{A} \end{pmatrix}$ führt.

$$\begin{bmatrix} 0 & 5 & 15 & 10 \\ 0,1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,6 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,3 & 0 \end{bmatrix} = \mathbf{T}$$

Die Matrix $\begin{pmatrix} \mathbf{T} \end{pmatrix}$ ist quadratisch.

Die Multiplikation unserer altersstrukturierten Populationen erfolgt nach den Regeln der Matrizenalgebra wie folgt: Man nimmt der Reihe nach jede *Zeile* von Elementen in \mathbf{T} . Jedes einzelne Element in dieser Zeile wird mit dem entsprechenden Element in $t_1 \mathbf{A}$ multipliziert: Das erste mit dem ersten, das zweite mit dem zweiten und so weiter. Diese paarweisen Produkte werden dann aufsummiert und die Summe wird als entsprechendes Element in einen neuen Spaltenvektor eingetragen. So führt die erste Zeile der quadratischen Matrix zu dem ersten Element des neuen Spaltenvektors, die zweite zum zweiten und so weiter. Dies kann man wie folgt darstellen:

$$\begin{bmatrix} 0 & 5 & 10 & 10 \\ 0,1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,6 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,3 & 0 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} 1750 \\ 100 \\ 100 \\ 50 \end{bmatrix}$$

$$= \begin{bmatrix} (0) & (1750) + (5) & (100) + (15) & (100) + (10) & (50) \\ (0.1) & (1750) + (0) & (100) + (0) & (100) + (0) & (50) \\ (0) & (1750) + (0.6) & (100) + (0) & (100) + (0) & (50) \\ (0) & (1750) + (0) & (100) + (0.3) & (100) + (0) & (50) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 2500 \\ 175 \\ 60 \\ 30 \end{bmatrix}$$

Wir können nun beobachten, dass die Position der Nullen in der Matrix \mathbf{T} entscheidend ist. Durch sie werden Terme in jeder Zeile der Multiplikation zu Null. Hierdurch entsteht in $t_2\mathbf{A}$ jene Altersstruktur, wie wir sie bereits gesehen haben.

Dieses Matrizenmodell wurde zuerst von **P. H. Leslie 1945** in die Populationsbiologie eingeführt und wird oft als das **Leslie-Matrizenmodell** bezeichnet. In der allgemeinen Form, für n Altersklassen, lautet es:

$$\begin{bmatrix} B_0 & B_1 & B_2 & \dots & B_{n-1} & B_n \\ p_0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & p_1 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & p_2 & \dots & 0 & 0 \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ 0 & 0 & 0 & \dots & p_{n-1} & 0 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} t_{1a0} \\ t_{1a1} \\ t_{1a2} \\ t_{1a3} \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ t_{1an} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} t_{2a0} \\ t_{2a1} \\ t_{2a2} \\ t_{2a3} \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ t_{2an} \end{bmatrix}$$

Dies kann man auch schreiben als:

$$\mathbf{T} \times t_1\mathbf{A} = t_2\mathbf{A}.$$

\mathbf{T} nennt man die Übergangsmatrix. Wenn man sie mit dem Vektor der Altersklassen zum Zeitpunkt t_1 *rechtsmultipliziert*, ergibt sie die Altersstruktur zum Zeitpunkt t_2 . (In der Matrizenalgebra ist, im Gegensatz zur üblichen Algebra, $\mathbf{T} \times \mathbf{A}$ verschieden von $\mathbf{A} \times \mathbf{T}$ (vergleiche im Gegensatz dazu: $x \times b = b \times x$), und wir unterscheiden zwischen den beiden, indem wir sie Links- und Rechtsmultiplikation nennen.)

Jetzt muss auch klar sein, dass unser Matrizenmodell uns erlaubt, die komplexen Beziehungen eines altersspezifischen Lebensablaufs in eine einfach geschriebene, aber genaue Form zu komprimieren.

Der früher leider notwendige große Aufwand für Rechenoperationen ist heute durch den Einsatz von Computer keine Limitierende Größe mehr. Deshalb werden die Matrizenmodelle erst heute auf vielen Gebieten eingesetzt (u.a. RAFFELHÜSCHEN 2002).

Wenn wir nun unter der Annahme, dass die Geburts- und Sterbedaten von einem Zeitpunkt zum nächsten konstant bleiben, die Änderungen der Populationsgröße berechnen wollen, können wir schreiben:

$$T \times t_1A = t_2A; \quad T \times t_2A = t_3A; \quad T \times t_3A = t_4A.$$

und so weiter. Dies ist ein Prozess einer wiederholten Linksmultiplikation aufeinanderfolgender Altersklassen mit der Übergangsmatrix und führt zu:

$$Tx \begin{bmatrix} 1750 \\ 100 \\ 100 \\ 50 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 2500 \\ 175 \\ 60 \\ 30 \end{bmatrix}; \quad Tx \begin{bmatrix} 2500 \\ 175 \\ 60 \\ 30 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 2075 \\ 250 \\ 105 \\ 18 \end{bmatrix}$$

und

$$Tx \begin{bmatrix} 2075 \\ 250 \\ 105 \\ 18 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 3005 \\ 207 \\ 150 \\ 32 \end{bmatrix}$$

Über diese drei Zeitschritte ändert sich die Altersstruktur und die Populationsgröße nimmt zu. Die Individuenzahlen in allen Altersklassen schwanken. Wenn wir diese Iteration aber fortführen, verschwinden die Oszillationen und nach 17 und 18 Multiplikationen werden die Vektoren zu:

$$\begin{bmatrix} 24845 \\ 2110 \\ 1070 \\ 272 \end{bmatrix} \quad \text{bzw.} \quad \begin{bmatrix} 29320 \\ 2484 \\ 1266 \\ 321 \end{bmatrix}$$

Wir stellen fest, dass die Population gewaltig gewachsen ist, aber dass die Verhältnisse von $t_{18} a_x : t_{17} a_x$ alle gleich sind (zumindest auf zwei Stellen genau).

Das heißt:

$$\frac{29320}{24845} = \frac{2484}{2110} = \frac{1266}{1070} = \frac{321}{272} = 1,18.$$

Das bedeutet, wir haben eine Zustand erreicht, bei dem die Verhältnisse der Altersklassen zueinander konstant bleiben oder, wie wir sagen, *stabil* sind, während die Population zunimmt. Mit anderen Worten, $a_0 : a_1 : a_2 : a_3$ ist über alle folgenden Generationen gleich. In der Tat ist diese stabile Altersstruktur eine Eigenschaft der Übergangsmatrix und wird unabhängig vom anfänglichen Spaltenvektor erreicht. Allgemein gilt, dass Populationen die für eine Übergangsmatrix charakteristische stabile Altersstruktur erreichen, wenn sie mit dieser mehrfach linksmultipliziert werden.

Streckenstatistik und Matrizenmodelle: Praktisches Beispiel

Welche Konsequenzen für eine differenzierte Streckenstatistik abzuleiten sind soll zunächst an einem praktischen Beispiel aus einem an Luxemburg angrenzenden Landkreis (Merzig-Wadern) des nördlichen Saarlandes am Beispiel des **Schwarzwildes** dargestellt werden.

Das **natürliche Verbreitungsgebiet von *Sus scrofa*** zeigt, dass die winterliche Schneedecke und extreme Trockengebiete die wichtigsten Areal-Grenzfaktoren sind. Auch die Populationsdynamik wird direkt oder indirekt (z.B. Mastjahre) von Klimafaktoren gesteuert, da u.a. der Reproduktionserfolg vom Ernährungszustand der Bachen abhängt. Die Streckenentwicklung indiziert, dass bis in die Gegenwart der Zuwachs nicht abgeschöpft wird. Der „Trend“ ist weiterhin steigend und die jährlichen Streckenschwankungen sind viel mehr Indikatoren der jagdlichen Erreichbarkeit als der realen Populationsentwicklung.

Eine Zeitreihen-Analyse belegt, sowohl regional als auch lokal, dass die angenommenen Zuwachsraten (200-250%) z.T. erheblich unterschätzt wurden (was auch darauf zurückgeführt werden muss, dass in vielen Gebieten u.a. Alter und Geschlecht der geschossenen Sauen zu „großzügig“ definiert wurde), der weibliche Populationsanteil deutlich unter dem männlichen lag und liegt, der Reproduktionserfolg der Bachen, **insbesondere auch der Frischlingsbachen**, unterschätzt wurde, die Populationsdichten im Wald mehr Wunschvorstellungen entsprechen und die in vielen Sachbüchern dargestellten Alterspyramiden nur Idealvorstellungen der jeweiligen Autoren widerspiegeln.

Die Hauptgründe für die Massenvermehrung des Schwarzwildes sind bekannt und liegen in:

- der deutlich gesunkenen Frischlingsmortalität durch immer mildere Winter,
- einem ganzjährig erhöhten Fraßangebot durch die Häufung von Mastjahren, großflächigem Maisanbau und einer Grünlandwirtschaft, die bei steigenden lokalen Wirtschaftsdüngergaben Kalkungsmaßnahmen

häufig unterlässt (manche „Kulturlandschaften“ sind flächenhafte Kirtplätze geworden),

- zu spät einsetzender Bejagung der Frischlinge (insbesondere in den Waldrevieren) bei Schonung der „Beibachen“, falscher Einschätzung der Populationsdichten und Zuwachsraten,
- nicht konsequenter Schonung der Leitbächen,
- häufig geringer Effizienz von Gemeinschaftsjagden, deren „Auswirkungen auf die Populationsentwicklung“ weit überschätzt wurden

und

- einem (wegen der Nachtaktivität aperiodisch auftretender Frischlings- und Überläuferrotten) zunehmendem „Zufallscharakter“ bei der Einzeljagd.

Anstelle sorgfältiger revierübergreifender „Zuwachsbeobachtungen“ wurde sich mehr auf anekdotische Beobachtungen über die „Synchronisation der Rausche“ oder die „Unterdrückung der Rausche“ von Frischlingsbächen durch ranghöhere Bächen konzentriert.

Insbesondere im Wald wurde mit dem Frischlingsabschuss erst bei den herbstlichen Drückjagden begonnen; in der Feldflur werden und wurden bei nächtlichen Ansitzen in wildschadensgefährdeten Gebieten häufig stärkere Bächen geschossen. Dadurch wurde eine größere Aperiodizität der Bewegungsmuster von Überläuferrottenverbänden jagdlich mitproduziert.

Die Bejagung des Schwarzwildes wird zunehmend erschwert, durch folgende Randbedingungen:

- Auf starken Jagddruck reagiert das Schwarzwild mit einer Verlagerung der Mobilität auf die Nacht.
- Damit ist der Jagderfolg eine Funktion der nächtlichen Lichtwerte (Mondzyklus, Bewölkung, Schneehäufigkeit),
- Starker Jagddruck und Zerstörung der Sozialstrukturen führt zu zunehmender Aperiodizität der Rotten. Damit steigt der zeitliche Aufwand für die Einzeljagd und es sinkt der Erfolg revierbergreifender Gesellschaftsjagden.
- Flächennutzungen die keine „Rücksicht“ auf die Schadensproblematik nehmen.
- In Eichenmastjahren werden Kirrungen nicht oder nur unregelmäßig besucht.
- Der steigende Eiweißbedarf führt zu steigenden Wiesenschäden.
- Die vom Schwarzwild u.a. gesuchten Regenwürmer, Tipuliden und Engerlinge werden in ihrer Dichte vom Wirtschaftsdünger und Unterlassung von Kalkungsmaßnahmen mitbestimmt.
- Hohe Engerlingdichten treten in „ungepflegten“ Wiesen auf.

Wie Schwarzwild großräumig und revierübergreifend zielorientiert bewirtschaftet werden kann, ist hinlänglich bekannt und insbesondere von Waldjägern beschrieben.

Die Gründe warum das Wissen nicht oder nur mangelhaft in die Praxis umgesetzt wird liegt neben unterschiedlichen Einstellungen zum Schwarzwild insbesondere in der unterschiedlichen Betroffenheit von Wald- und Feldrevieren.

Im Wald liegt das Reproduktionszentrum des Schwarzwildes. Im Wald reduziert das Schwarzwild den Mäuse- und Engerlingbefall, es kann lokal den Zuwachs des Rehwildes schmälern, es lockert den Boden und hilft mit Schadinsekten zu reduzieren; es ist fast durchweg willkommen (vgl. MÜLLER 1988). Gestreifte Frischlinge werden, und das zeigen Streckenanalysen aus Waldrevieren eindeutig, meist erst mit Beginn der herbstlichen Drückjagden gejagt. Der häufig gehörte und publizierte Hinweis, dass ihre Bejagung im Mai, Juni, Juli oder August den Wildschaden im Feld erhöhe, ist zu „vordergründig“.

In vielen Feldrevieren ist Schwarzwild gleichbedeutend mit „Schwarzwildschäden“. Im Frühjahr sind es die Wiesenschäden, ab Mai bis September die Mais- und Getreideschäden, die den Feldjägern zwar aufregende Nachtstunden, aber noch mehr Streitereien und gerichtliche Auseinandersetzungen mit den Bauern bescheren. Die Probleme der Feldjäger und der Waldjäger sind deshalb häufig grundverschieden.

Im Feld wird die Attraktivität der Standorte für das Schwarzwild bestimmt durch:

- die Verteilung von masttragenden Eichen, Buchen und Wildkirchen in den Randbereichen,
- die Geländestruktur und die Wald-Feld-Grenzlänge,
- den Anteil und die Lage von Feuchtbiotopen,
- die Landwirtschaftung unter besonderer Berücksichtigung von
 - o Milch- und Grünlandwirtschaft (u.a. Weiden, Wiesensilage, Wirtschaftsdünger-Mengen, Klärschlämme)
 - o Mais-, Hafer-, Weizen- und Rapsanbau
 - o Schlaggrößen

Während beim Wildschaden Wald- und Feldjäger oftmals eine unterschiedliche „Weltsicht“ besitzen, sitzen sie bei der Klassischen Schweinepest im gleichen Boot. In Schweinepest-Gebieten müssen zur Reduktion der Haupt-Viren-Ausscheider und der Populationsdichte ganzjährig gestreifte Frischlinge „geschossen“ werden. Natürlich widerspricht das zutiefst unserer „moralischen“ Einstellung zum „ritterlichen Wild“ (vgl. MENZEL 2003). Wenn wir aber nicht verstärkt den ganzjährigen Frischlingsabschuss praktizieren, dann sind wir auch verantwortlich für deren elendes Siechtum in den Dickungen und für die Persistenz der KSP in unseren Revieren. Wir können nichts falsch machen, wenn wir in „Problemgebieten“ zunächst

jeden gestreiften Frischling erlegen. Das oft gehörte „Vermarktungs-Argument“ steht in keinem Verhältnis zum Problem.

Und es muss auch klar sein, dass besonders in den Waldrevieren mit dem Frischlingsabschuss vor den herbstlichen Drückjagden begonnen werden muss.

Wesentlich sind an dieser Stelle folgende Feststellungen:

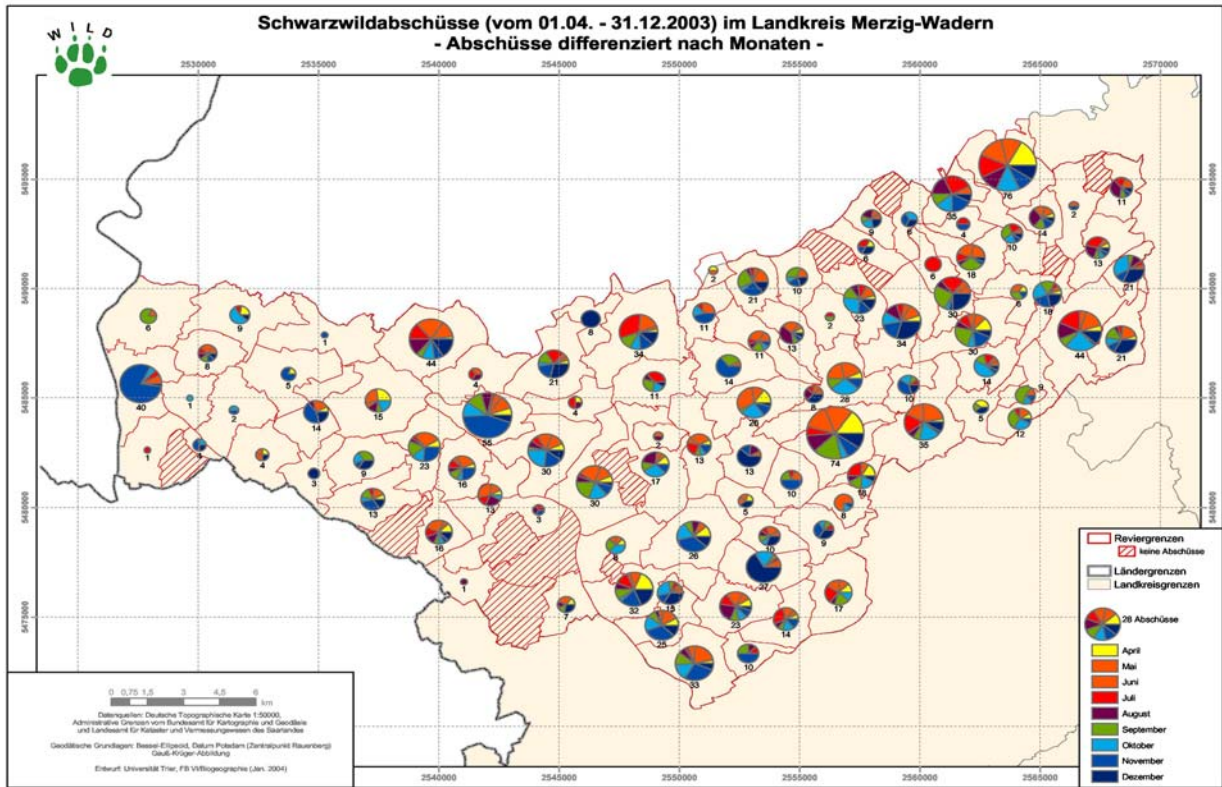
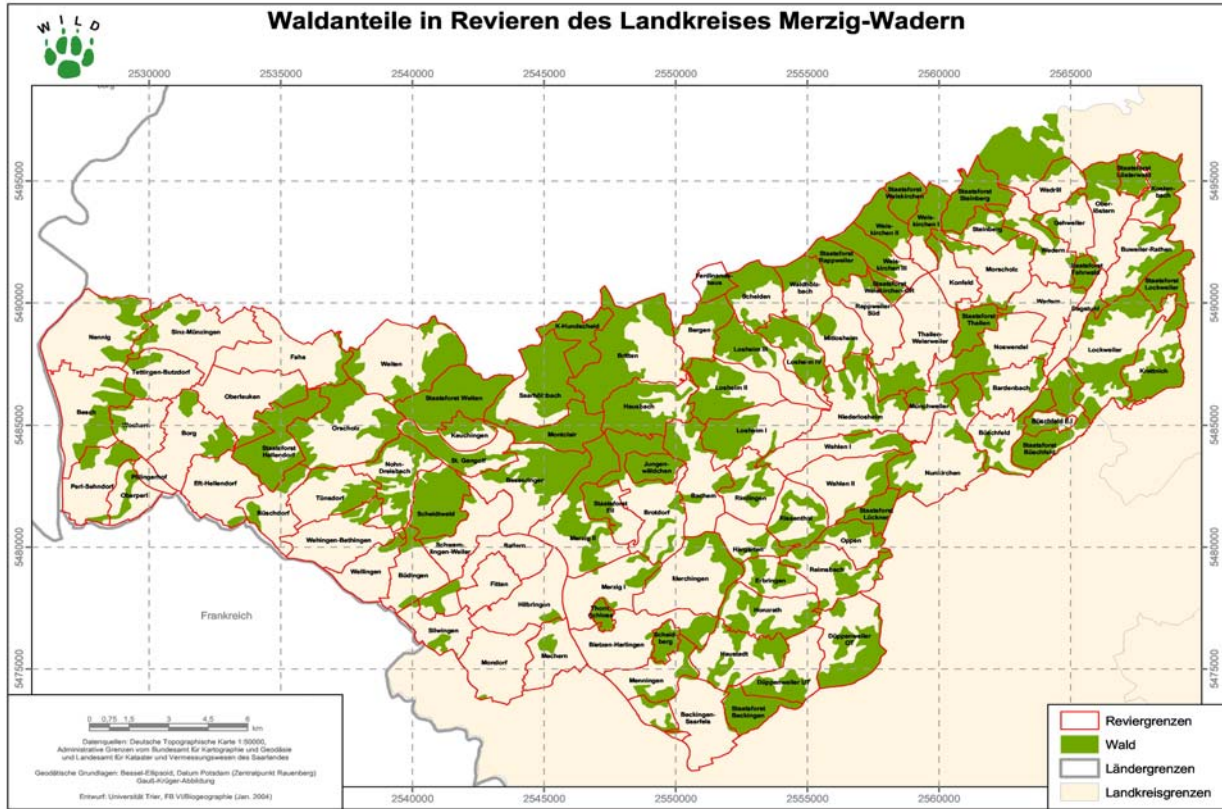
- wo KSP-Viren in Schwarzwildrotten auftreten, steigt die Frischlingsmortalität, mittelfristig aber auch die Resistenz;
- vorschriftsmäßig ausgebrachte Impfköder erhöhen nach bisherigen experimentellen Befunden und Analysen in Schwarzwildgattern nicht die Frischlingsmortalität; [beim 4. Internationalen Schwarzwildsymposium in Lousa (Portugal) vermuteten ROSSEL et. al. 2002, dass niedrige oder ausfallende Reproduktionsraten bei Wildschweinen in Katalonien (Nordost-Spanien) nicht durch Fehlmastjahre, sondern durch positive Sera der Porcine Parvovirose (39%, n=41) bewirkt worden seien (vgl. Z. Jagdwiss. 49: 82-85)];
- die Ausbreitung des KSP-Virus kann durch falsche jagdliche Eingriffe (u.a. Leitbächen-Problematik) beschleunigt werden;
- alle Maßnahmen müssen in KSP-Gebieten darauf ausgerichtet sein, die Populationsdichten des Schwarzwildes zu reduzieren.
- Nach Abklingen eines Seuchenzuges kommt es häufig zu einer explosionsartigen Vermehrung der Schwarzwildpopulationen.

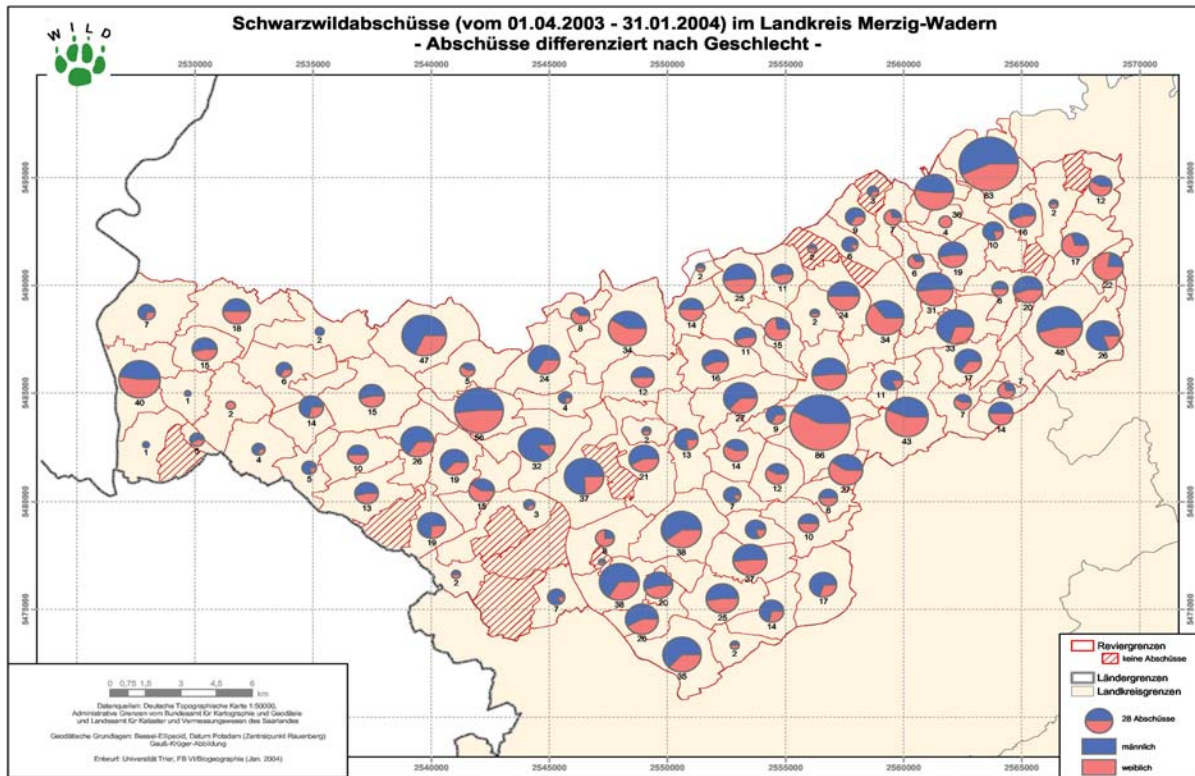
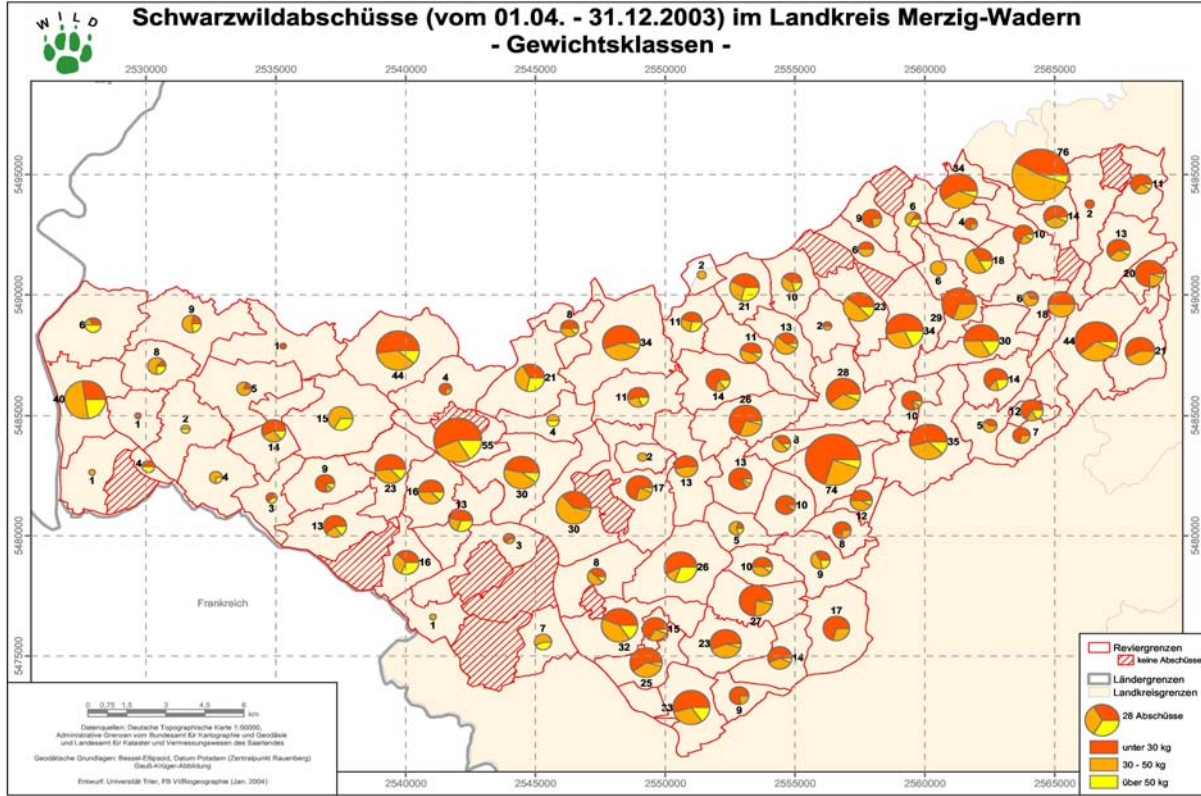
Effizientes Wildlifemanagement und ökosystemgerechte Bejagung sind nicht nur für die Schalenwildarten wesentlich.

Insbesondere in FFH-Gebieten hat sich ein effizientes ökosystemgerechtes Wildlife-Management zu bewähren (u.a. MÜLLER 1988, 2003). Dieses geht gezielt davon aus, dass sich unsere Bejagung dem Differenzierungsgrad der Ökosysteme (oder Habitate; vgl. FFH-Richtlinie; Anhang I) aber ebenso der altersgruppenbeeinflussten Dynamik der Wildpopulationen anpassen muss; und hier kommen differenzierte Streckenlisten und die Matrizenalgebra zum Tragen.

Alle Schwarzwildabschüsse im Landkreis Merzig/Wadern (Saarland) wurden auf Revierebene ermittelt und sorgfältig nach Geschlecht und Alter differenziert. Schwarzwild bis zum Alter von 24 Monaten lässt sich wie keine andere Schalenwildart nach dem Stand des Zahnwechsels altersmäßig sehr genau ansprechen. Die jagdlichen Bezeichnungen (Frischling, Überläufer u.a.) oder auch die Einteilung in Gewichtsklassen können zu Fehleinschätzungen beim Alter führen. Es können „Frischlinge“ von 2 bis 64 kg auf einer Strecke liegen, und nicht jede Bache von unter 45 kg muss eine „Überläuferbache“ sein. Von Ausnahmen abgesehen hat sich jedoch bewährt – sofern das Alter nicht exakt angegeben werden konnte – die Strecke nach Gewichtsklassen von „unter 30 kg“, „30-50 kg“ und „über 50 kg“ aufgeteilt nach Geschlechtern zu untergliedern. Die Streckenmeldungen müssen nach Monaten differenziert werden können. Eine entsprechende Streckendifferenzierung wird auch im Großherzoglichen Gatter vorgenommen

Staatsreviere, Eigenjagdbezirke und Gemeinschaftliche Jagdreviere wurden in einem Geographischen Informationssystem erfasst. Gleiches gilt für wichtige Revier-Parameter (u.a. Waldanteil, Flächennutzung, Naturräumliche Einheiten), die ebenfalls auf G.I.S.-Grundlage erfasst und mit Streckendaten verknüpft wurden. Die Ergebnisse einer differenzierten Streckenanalyse auf der Ebene von Revieren sind auf den nachfolgenden Abbildungen beispielhaft dargestellt.



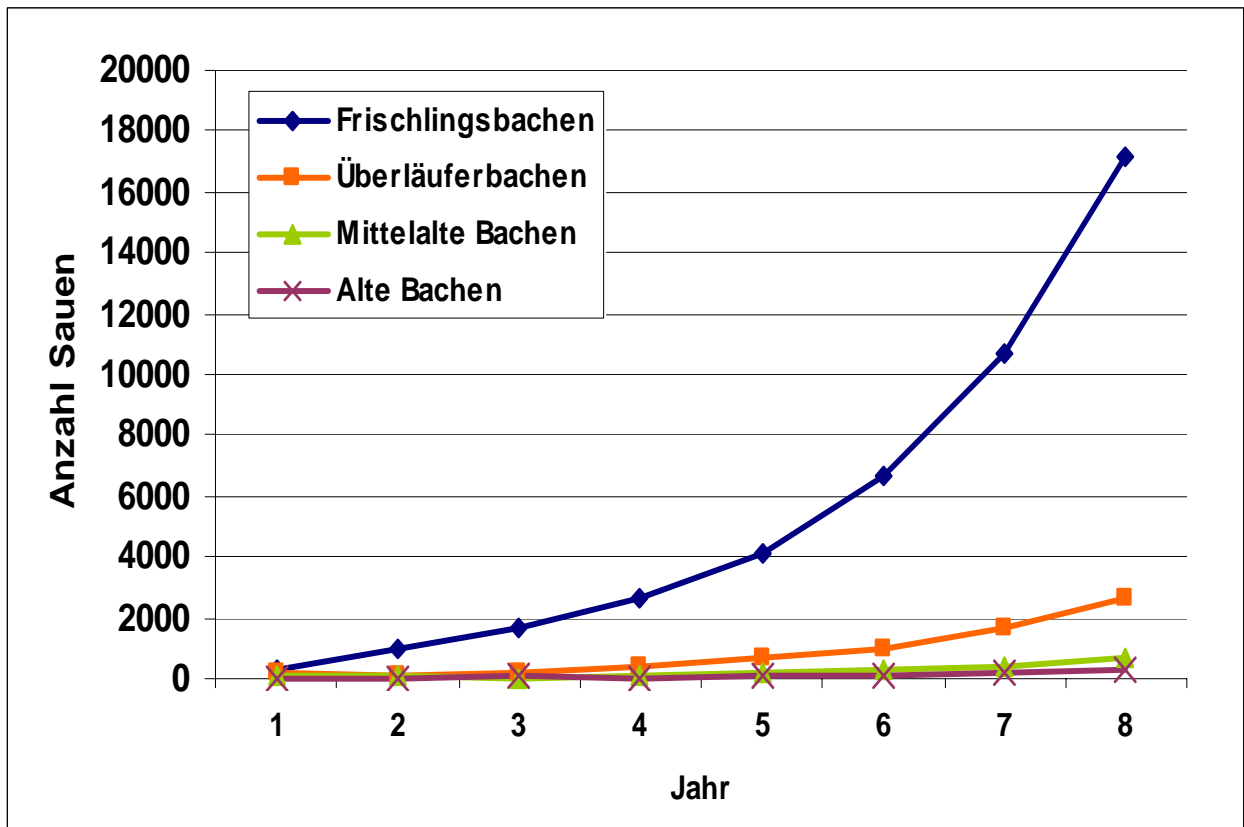
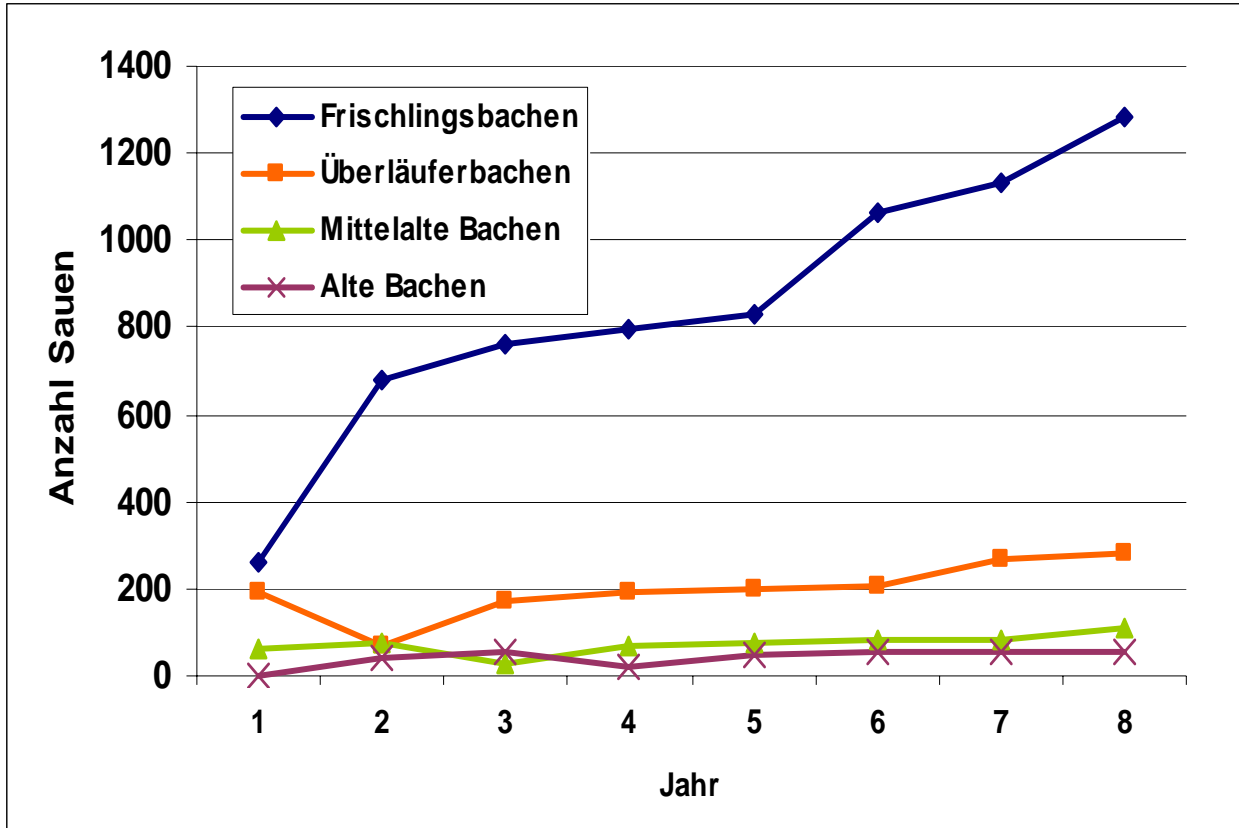


Neben der leichten Überprüfbarkeit des unterschiedlichen monatlichen Jagddrucks in Wald- und Feldrevieren, ist für unsere Zielsetzung im **FFH-Gebiet Grünwald**, die sich aus der Altersstrukturanalyse ergebende Populationsprognose mittels Matrizen-Modellen.

Als Startzeitpunkt für die Berechnung wurde die „Rauschzeit“ im Winter (Zeitpunkt t) gewählt. Vorausgesetzt, dass die „Jungbachen“ bis zu 30 kg (Klasse 1) dann erstmals beschlagen werden (was von uns durch Untersuchungen an über 320 Frischlingen auch belegt wurde; MÜLLER 1998), wurde für sie zum Zeitpunkt „t“, da sie ja noch nicht „führen“, deren Frischlingszahl mit dem Wert 0 festgelegt. Klasse 2 beinhaltet die vorjährigen Stücke, für die eine Frischlingszahl von nur 2 Individuen angesetzt wurde. Für „mittelalte Bachen“ („über 50 kg“) und „Altbachen“ wurde ein mittlere Frischlingszahl von 5 bis 6 postuliert. Für die weiteren Berechnungen wurde die Mortalitätsrate bei den Frischlingsbachen mit 75 %, bei den Bachen von 30 bis 50 kg mit 60 % bei den mittelalten Bachen von 30% und bei den „alten Bachen“ von 100 % angesetzt. Für den Zeitpunkt t wurde eine Wildschweinpopulation von 1000 Individuen „angenommen“ (500 Frischlinge, 250 „Einjährige“, 100 „Zweijährige“ usw.).

Nach diesen „Vorgaben“ ergeben sich bei Anwendung der Matrizenmodelle für die einzelnen Altersgruppen erhebliche Unterschiede. **Die nicht erlegten Frischlingsbachen stellen danach die wichtigste „Grundlage“ für die weitere Vermehrung des Schwarzwildes „sicher“**. Bezogen auf das nachhaltige Absenken der Populationsdichte hat die „Jagd“, trotz hoher Gesamtabschüsse, ihr Ziel verfehlt.

Ein weiteres Anwachsen der Schwarzwildpopulationen ist nur zu verhindern, wenn die Frischlinge ganzjährig viel stärker bejagt werden als das bisher flächendeckend der Fall ist.



Differenzierte Streckenstatistik für das FFH-Gebiet Grünewald

Die theoretischen Modelle und praktischen Beispiele verdeutlichen, dass eine **differenzierte** Streckenstatistik (unter Beachtung von Raum, Zeit, Alter u.a.) ein wichtiges Hilfsmittel ist, um die Populationsdynamik von Wildpopulationen zu verstehen. Intensive Jagd (u.a. ohne Rücksicht auf die Altersstruktur einer Population) führt beim Reh- und Schwarzwild üblicherweise zu einer Vitalisierung (= Verjüngung) der Population. Alle wildbiologischen Erfahrungen sprechen dafür, dass dem nur entgegengewirkt werden kann, wenn in die Jugendklasse viel stärker eingegriffen wird, als das bisher in den meisten Gebieten der Fall ist.

Deshalb sollte für das Untersuchungsgebiet Grünewald (bzw. für das gesamte FFH-Gebiet Grünewald) in Zukunft eine Streckenstatistik sorgfältig aufgebaut werden, die den folgenden Kriterien Rechnung trägt:

- 1.) Parzellenschärfe =

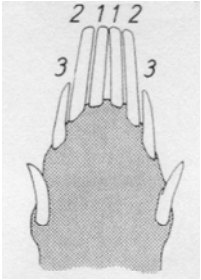
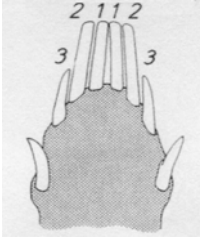
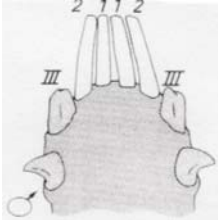
Jeder Standort des erlegten Wildes sollte als Parzellen-Nr. (s. Anlage) festgehalten werden

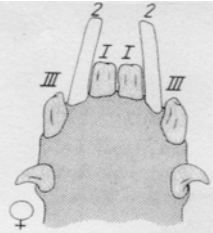
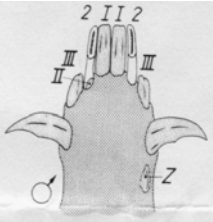
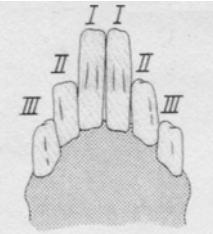
- 2.) Altersklasse und Geschlecht =

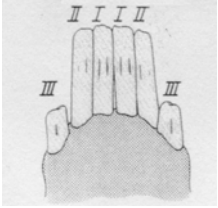
2.1 Schwarzwild

In der Praxis hat sich die Einteilung in Gewichtsklassen (unter 30 kg; 30-50 kg; über 50 kg) als zielführend erwiesen. Doch erscheint es gerade für den Modellcharakter eines FFH-Gebietes sinnvoll, wenn in Zukunft das erlegte Schwarzwild differenziert wird:

- a) nach Geschlecht
- b) nach Gewicht
- c) nach folgenden Altersstufen

Klasse	Alter	Schneidezähne	Backenzähne
Klasse 1			
a)	Milchgebiss	3-4 Monate 	6 Schneidezähne, lang und schmal, die vier mittleren sind 4-5 mm breit, die beiden äußeren kurz und stiftförmig. – Dahinter: „Milchhaken“ = Eckzähne Beiderseits je drei Backenzähne. Der dritte (letzte) ist dreiteilig (vgl. Rehwild) <i>Anmerkung: In der Lücke zwischen den Gewehren bzw. Haken und den Backenzähnen kann ab 5. Monat noch ein einzelnstehender kleiner Backenzahn wachsen, ein bleibender, der eigentliche erste, der jedoch meist fehlt und hier außer acht bleiben soll.</i>
b)	noch Milchgebiss	6-8 Monate 	6 Schneidezähne wie oben bei a) Hinter den drei Milchzähnen kommt jetzt als vierter der erste Dauerbackenzahn dazu
Klasse 2			
c)	Zahnwechsel, teils Milchgebiss (arabische Ziffern), teils Dauergebiss (römische Ziffern)	ca. 12 Monate 	Die beiden äußeren Schneidezähne (3) wurden durch bleibende ersetzt (III), sind nicht mehr stiftförmig, die vier mittleren noch wie oben Der zweite Dauerbackenzahn bricht mit etwa 13 Monaten durch <i>Im 10. bis 12. Monat brechen beim Keiler die Gewehre, bei der Bache die Haken durch, die sich anfangs ähneln, sie ersetzen die Milchhaken</i>

d)	Zahnwechsel fortgeschritten (U-Bogen)	ca. 15 Monate 	Schneidezähne in der Front ungleich hoch; die beiden mittleren (I) sind noch kürzer, aber breiter wachsenden Dauerzähne. Nur die beiden nächsten (2) sind noch Milchzähne, länger und schmaler	Die drei Milchbackenzähne werden gewechselt, der dreiteilige wird durch einen zweiteiligen ersetzt (weiß, keilförmig). Dahinter noch zwei Dauerzähne (älter, breit, höckerig, in den Klüften schwarz).
e)	4 etwa gleichlange Schneidezähne, aber gemischt	17-18 Monate 	Die beiden mittleren Schneidezähne (I) sind ausgewachsen. Zahnfront wieder gleich hoch. Aber (im Unterschied zu g!): Die äußeren sind noch Milchzähne (2), schmaler (von unter besser zu sehen), Innenseite schon stark abgeschliffen, brauner Kern sichtbar. Ggf. treten am Zahngrund schon die Spitzen der nachwachsenden Dauerzähne (I) aus dem Kieferknochen heraus.	Die Milchbackenzähne sind alle gewechselt, kein dreiteiliger mehr. Der letzte Dauerbackenzahn, noch vom Zahnfleisch überwachsen, hat den Unterkiefer schon durchbrochen (abgekocht deutlich zu sehen). Der eigentliche erste Dauerbackenzahn (z) fehlt häufig ein- oder beiderseitig.
		Eckzähne: Die Gewehre können schon über 4 cm aus dem Kiefer herausragen – bei 25 bis 30 mm Anschliff		
f)	Zahnwechsel fast beendet (Spitzbogen)	19-20 Monate 	Schneidezähne umgekehrt wie bei d: Die erste (I) sind ausgewachsen und am längsten, die beiden nächsten sind gewechselt und wachsen noch (II): alle gleich breit, mit Längsrillen. Schneidezahnfront etwa spitzbogig	Backenzähne wie bei e: Fünf sind voll ausgewachsen, die drei vorderen (Praemolaren) heller, keilförmig-spitz, die beiden nächsten (Molaren) braun, breit, zerklüftet, schwarz gefurcht. Der dritte Molar (= der letzte Backenzahn) bricht durch das Zahnfleisch.

Klasse 3				
g)	4 breite neue Schneidezähne	22-24 Monate 	Schneidezähne alle ausgewachsen, die vier vorderen etwa gleich hoch und breit, II eher breiter als I und kaum angeschliffen	Der letzte Dauerbackenzahn wächst; er ist der weitaus größte. <i>Mit dem vollendeten zweiten Lebensjahr ist das Dauergebiss vollständig.</i>

Rehwild

Von den Altersklassen sind im Freiland Kitze, Jährlinge (Schmalrehe) und ältere Individuen eindeutig anzusprechen. Für bessere Kenntnisse der von der Altersstruktur abhängigen Populationsdynamik und der jagdlichen Effizienz ist es sinnvoll zu unterscheiden in

- Kitze
- Jährlinge / Schmalrehe
- 2 bis 5 jährige Tiere
- älter als 5 Jahre

Wenn diese Bedingungen erfüllt sind, wird für jeden Monat für das in einem bestimmten Gebiet (mehrere Parzellen) erlegte Wild (Fallwild oder verendetes Wild) eine Abschuss-Meldung an die zuständige „Zentrale“ übersandt und in die Datenbank integriert.

Meldung von Schalenwild (erlegtes Wild, Fallwild und verendetes Wild) im FFH-Gebiet Grünwald

Monat: _____

Jagdjahr: _____ / _____

Parzellen-Nr.: _____

Verantwortlicher Betreuer: _____

Wildart	Geschlecht		Datum		Erleger	Empfänger	Alter	Gewicht kg	Bemerkungen z.B. Fallwild, verendetes oder erlegtes Wild	Nummer der Parzelle
	männl.	weibl.	Erlegung	Fund						

Die vorstehende Abschussmeldung ist monatlich bis zum 08. des Folgemonats zu übersenden. Fehlanzeige ist nicht erforderlich.

Anschrift:

Unterschrift Gebietsbetreuer

5.6. Offene Sukzessionsflächen für Artenreichtum und Bejagungseffizienz

Die Kulturlandschaft Mitteleuropas ist das Ergebnis des Zusammenwirkens geologischer Prozesse, klimatischen Wandels, des Einwanderns und Vergehens von Tier und Pflanzenarten sowie der Wirkungen des Menschen. Das, was uns umgibt, „was immer fertig zu sein scheint, unsere scheinbar so stabile Umwelt“ (KÜSTER 1999) ist in Wirklichkeit einem kontinuierlichen Wandel unterworfen. Das gilt auch für jedes FFH-Gebiet in Mitteleuropa; natürlich auch für den Grünewald.

Das Untersuchungsgebiet und das gesamte FFH-Gebiet Grünewald ist durch Buchendominanz gekennzeichnet (vgl. nachfolgende Abb.).

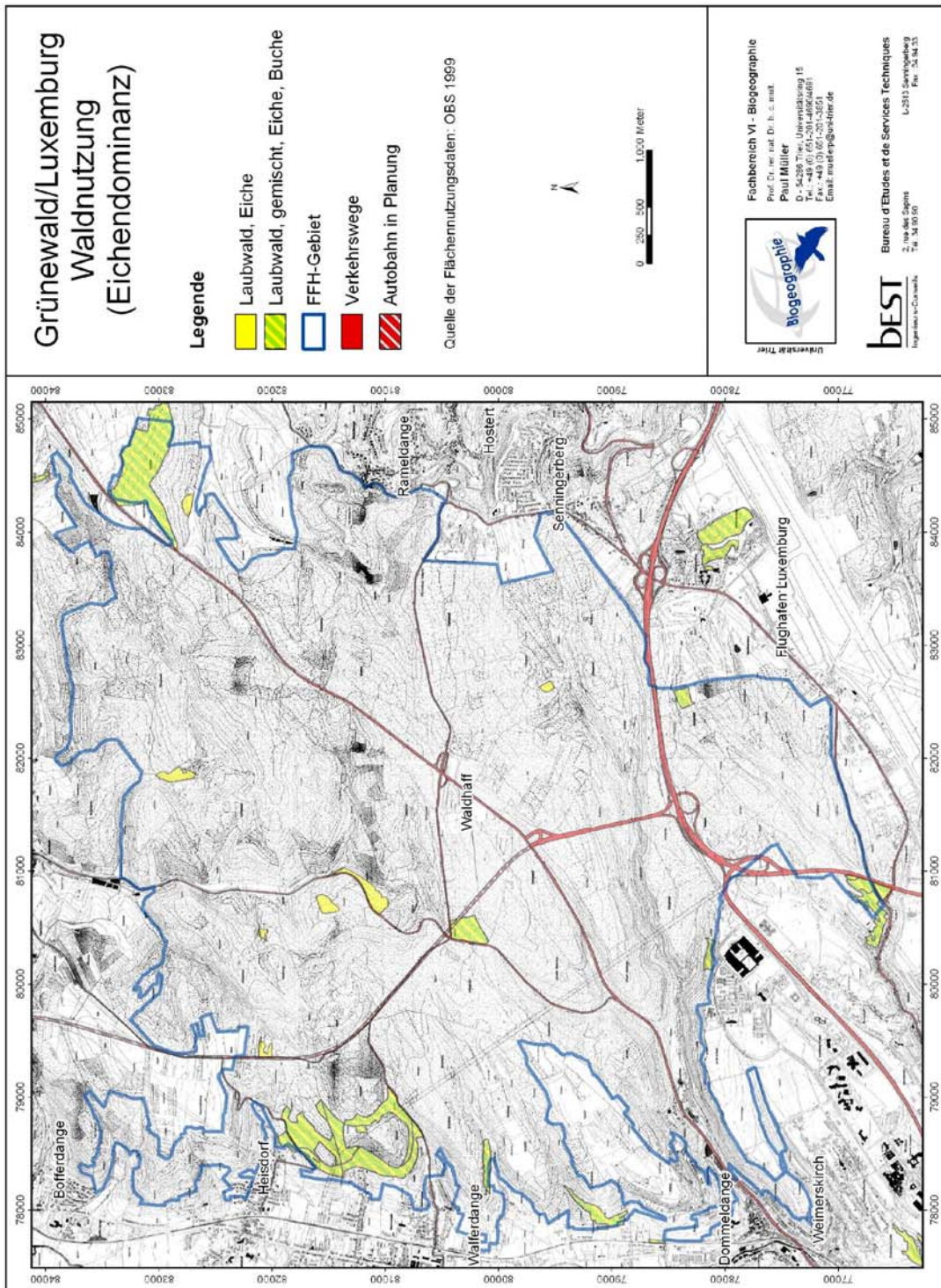
Es sind letztlich die **Pflanzengesellschaften**, die es ermöglichen „innerhalb der raumkennzeichnenden Standortsysteme Interpretationen über die Naturraumpotentiale, deren Umweltbedingungen und Entwicklungen, aber auch über die Auswirkungen der menschlichen Tätigkeit auf die Naturlandschaften zu treffen“ (MERTZ 2000).

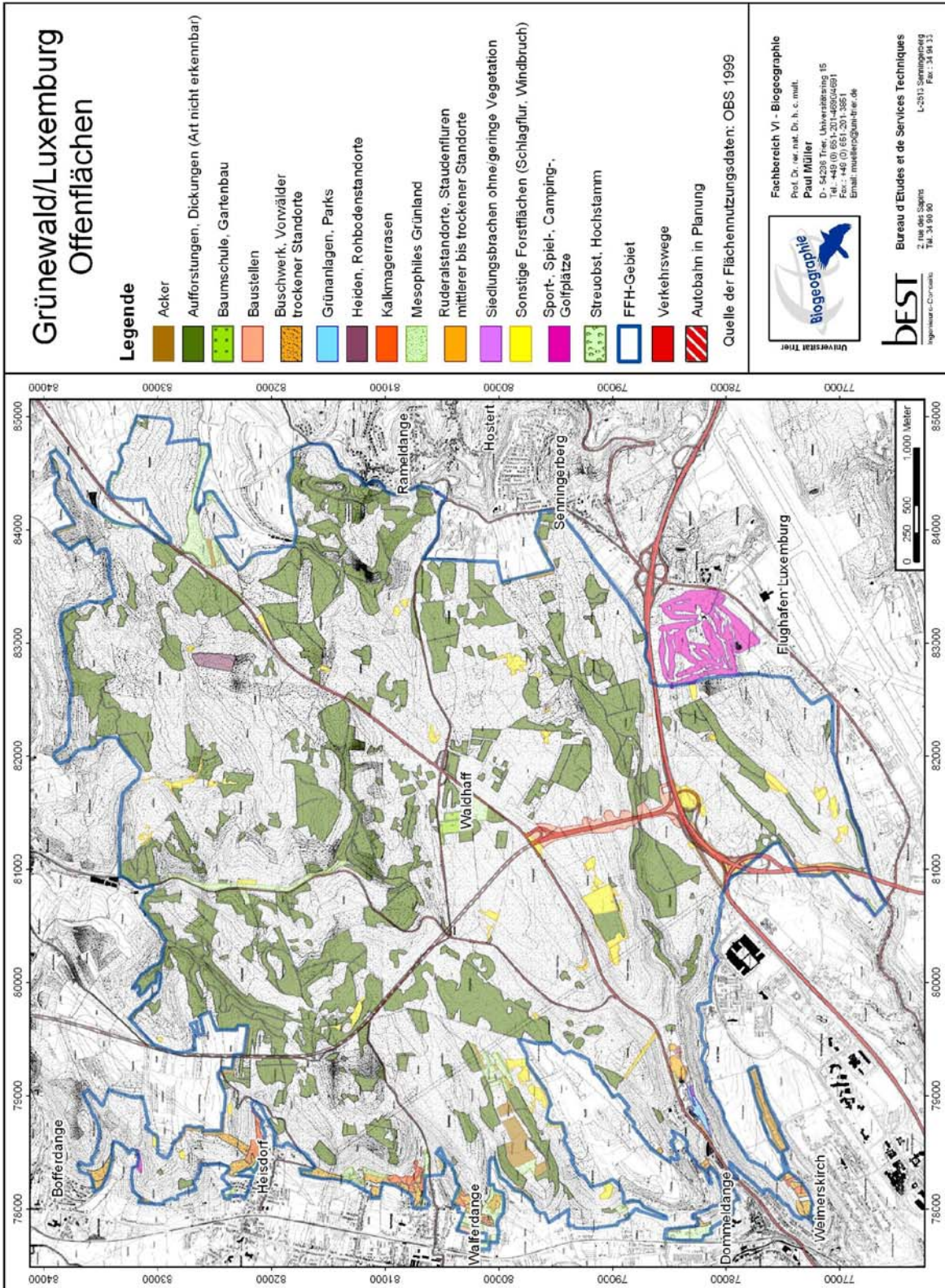
Nach pflanzensoziologischen Kartierungen und der Erfassung des Wuchspotentials der Standorte ist das Untersuchungsgebiet überwiegend ein Luzulo-Fagetum. Nadelbäume wären ebenso wenig vorhanden, wie forstliche Monokulturen. Offene Wiesenflächen ohne Waldsukzessionsstadien würden fehlen.

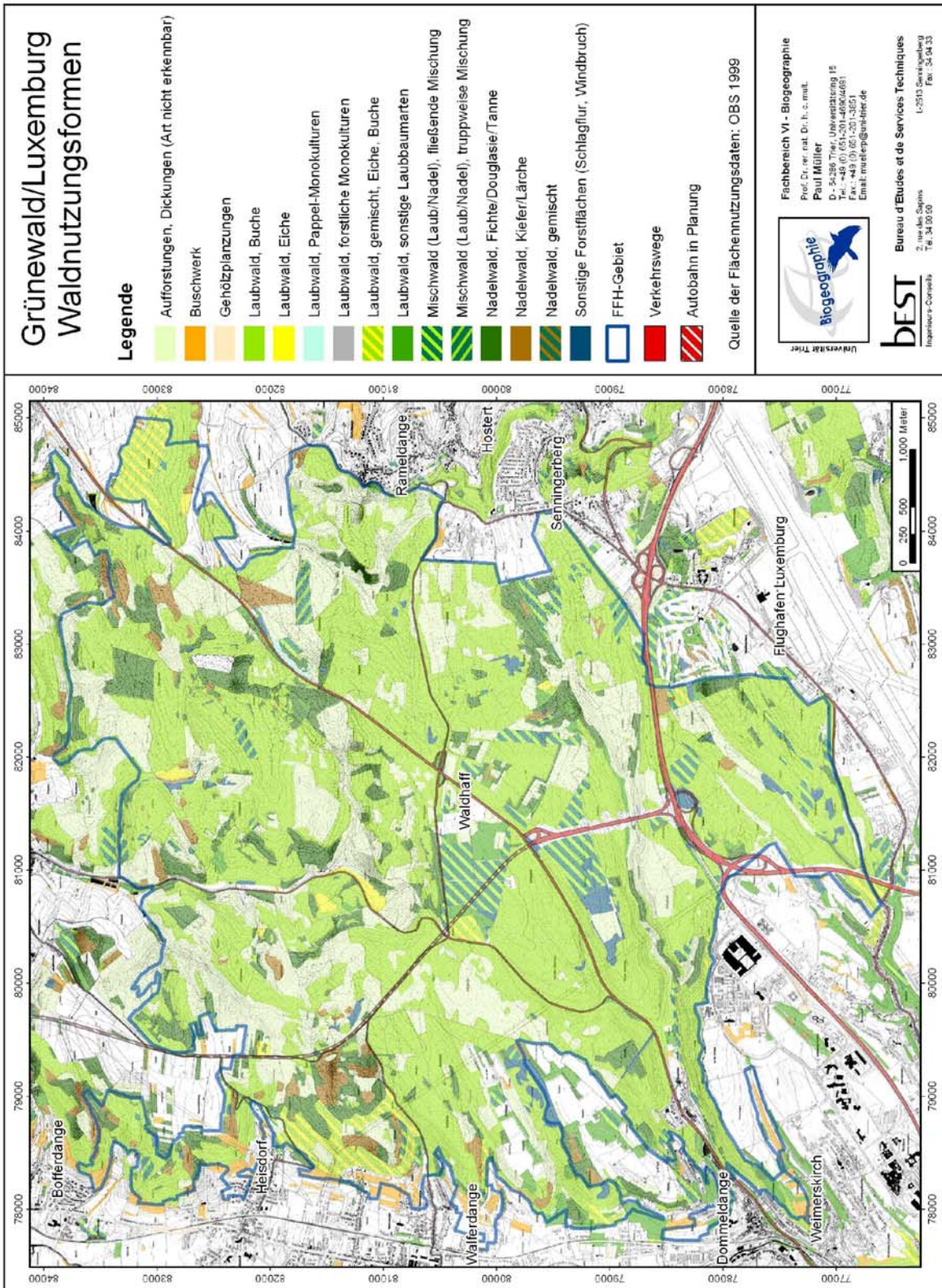
Entsprechend dem Wuchspotential der Standorte dominiert die Buche in dem Untersuchungsgebiet. Die Äsungssituation auf den Buchenstandorten ist entscheidend abhängig vom Verjüngungsstadium und der Jahreszeit. Bedingt durch die bekannten Sturmereignisse in den letzten 20 Jahren existieren auf über 30 % der Fläche des Untersuchungsgebietes Dickungskomplexe, die ganzjährig Äsung und Schutz bieten. Auch gut organisierte Drückjagden sind nicht in der Lage (wegen dieser Dickungskomplexe) derzeit den Rehwild-Zuwachs abzuschöpfen.

Die Äsungsbedingungen in den Coniferen-Standorten variieren in Abhängigkeit vom Pflanzabstand und der Alterszusammensetzung der Bestände.

Der Anteil an Eichen ist lediglich in den Parzellen 1, 14, 11, 12 und 77 für die Äsungsverbesserung in Mastjahren bedeutungsvoll.







Auch im Verlauf einer naturnahen Entwicklung von Luzulo- und Melico-Fageten treten naturgemäß nicht nur nach Sturmereignissen offene Flächen im System auf. Diese führen dazu, dass sich der Strukturreichtum verändert, lichtliebende Arten bis zum nächsten Sukzessionsstadium neue Lebenschancen erhalten und die Äsungskapazität insbesondere durch nitrophile Krautarten zumindest kurzfristig erhöht werden kann.

Offene Waldflächen sind ähnlich wie Wegschneisen beliebte Balzplätze der **Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*)**, die im Grünwald Brutvogel ist. Auch eine Vielzahl von Insektenarten, die im geschlossenen Mittel- und Hochwald fehlen, finden im Grenzbereich von Wald und Offenland idealen Lebensraum. Das gilt auch für eine große Zahl weiterer Vogelarten (vgl. u.a. HULTEN und WASSENICH 1961, SCHMITT und MULLER 1997, WEISS 1995, 2002).

Unsere Analysen im Juli 2003 zeigten, dass offene Windwurfflächen z.B. in der Forstparzelle **21** allein von 16 verschiedenen Tagschmetterlingen aufgesucht wurden. Hier bietet es sich an, dass zunächst im Innern der Windwurffläche Verjüngungsstadien künstlich herbeigeführt werden, um Offenlandarten Refugialräume zu sichern, bei gleichzeitiger Erhöhung der Erreichbarkeit (Bejagbarkeit) des Rehwildes. Die Dickungskomplexe in der Umgebung sind zu großflächig, weshalb bezweifelt wird, dass durch herbstliche Drückjagden allein die Populationsdichte des Rehwildes den Vegetationsverhältnissen angepasst werden kann.

Eine kleinere Fläche, die am Trennweg zwischen den Parzellen 22 und 21 liegt, kann gezielt als Wildwiese angelegt werden. Allerdings sind hierzu einige Maßnahmen notwendig, die getragen werden müssen von dem Gedanken „so viele Wildkräuter wie möglich, so wenig Futterpflanzen wie nötig.“

Die z.T. mit *Sarothamnus* bewachsene Freifläche in Parzelle 49 ist ein ideales „Jagdgebiet“ für Fledermäuse. Hohe *Formica*-Dichten deuten darauf hin, dass hier reichhaltige Insektennahrung vorhanden ist. Deutlicher Rehwildverbiss auch an *Sarothamnus* zeigt, dass diese Freifläche auch eine Bedeutung für *Capreolus* besitzt.

Elf weitere „offene Standorte“ (vgl. nachfolgende Abb.) haben sich bei unseren Freiland-Untersuchungen als besonders wichtige Habitate für euryöke Waldarten und Offenlandarten herausgestellt. Es erscheint sinnvoll, diese Flächen für diese euryöken Waldarten als „Sukzessionsflächen“ besonders zu kontrollieren. Diese Flächen sollten gezielt auch für eine Bejagung des Rehwildes genutzt werden.

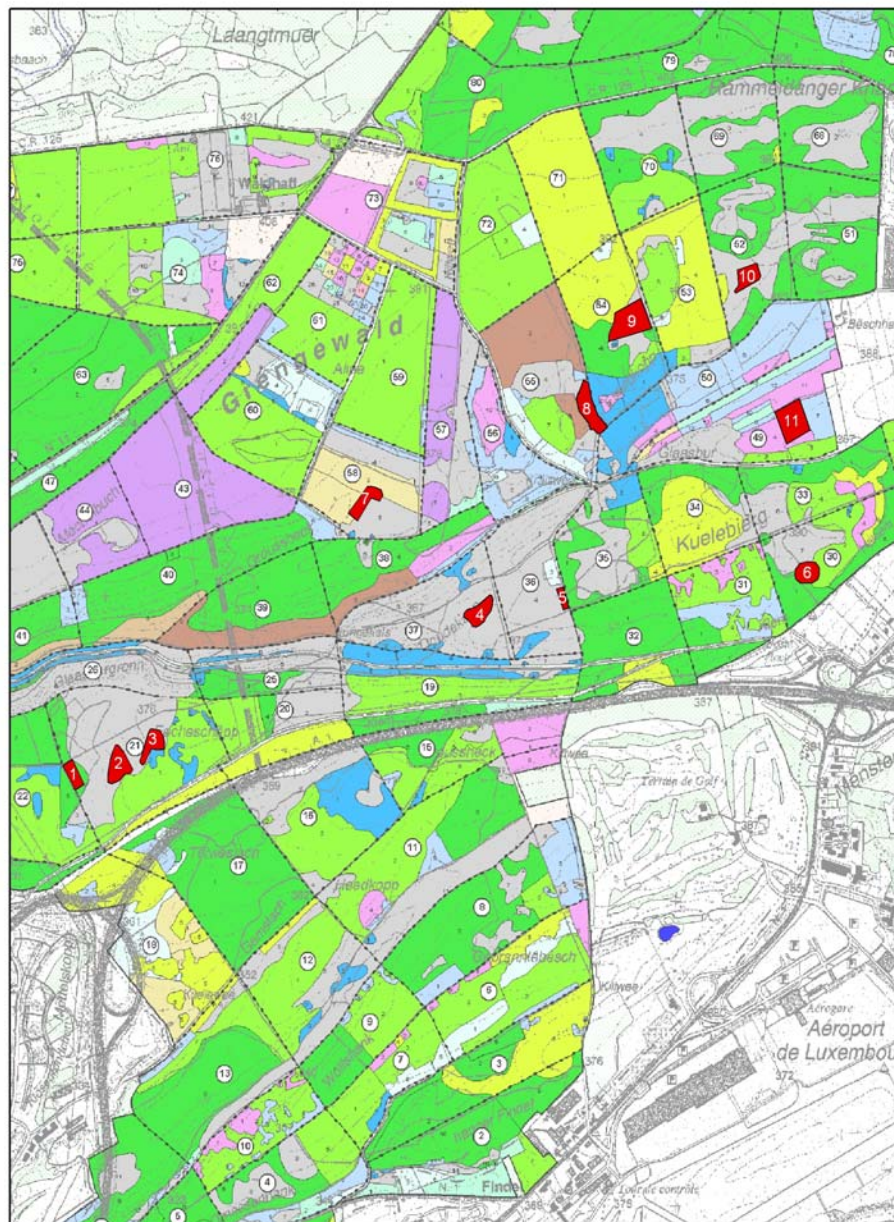


Abb.: Artenreichtum begünstigende, offene Flächen im Grünwald

Als offene Sukzessionsflächen können auch die **Waldwege-Systeme** aufgefasst werden.

Bedingt durch die veränderten Zielsetzungen der Forstwirtschaft in einem FFH-Gebiet sollten in den ersten 5 Jahren mindestens 25 % der vorhandenen Holzabfuhrwege in naturnahe Offenland-Biotope (Sukzessionsflächen) überführt werden, die auch Funktion als „Wilde Wiesen“ übernehmen können. Funktion dieser langgestreckten „Wilden Wiesen“ kann es aber nicht sein, insbesondere dem Rehwild eine weitere Verbesserung der Nahrungsbedingungen zu schaffen. Naturnahe „Wilde-Wiesen“ lassen sich in einem FFH-Wald-Gebiet nur rechtfertigen, wenn sie wie wir bereits ausführten

- b) als Lebensraum von Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie dienen,
- c) eine Verbesserung der Lebensraumbedingungen im Sinne der FFH-Richtlinie und einen Beitrag zur zielgerichteten Entwicklung regionaltypischer Biodiversität liefern,
- d) zu einer Reduktion von anthropogenen Störungen im FFH-Gebiet beitragen (ohne wesentliche Einschränkungen für die Besucher; verbesserte Besucherlenkung)

und

- e) auch außerhalb der jährlichen Bewegungsjagden eine gezielte Entnahme des Schalenwildes ermöglichen.

Viele Freiflächen die älter als 4-5 Jahre sind, bringen fast keine Futterleistung mehr. Sie haben ihre Vielseitigkeit verloren und Gräser die nicht gerne verbissen werden, haben sich durchgesetzt. Das gilt naturgemäß auch für die unmittelbaren Randstreifen der Holzabfuhrwege.

- Eine richtig bestellte, gepflegte und mit allen Nährstoffen gut versorgte Wildwiese, gerade auf alten Forstwegen, ist eine von vielen Möglichkeiten Schalenwild vom Schadverbiss abzuhalten.

- Die Wildwiese muss ein ganzjähriger Nahrungsbiotop sein.
- Durch die Vielfalt von Kleearten, Heilkräutern, Süßgräser und Nährstoffbringer ist sie für ein verantwortungsvolles Wildtier-Management unverzichtbar.
- Die Wildwiese ist arbeitsextensiv; gelegentliche Pflegeschnitten, ein Abschleppen im Frühjahr und eine Düngung ab Februar mit Thomaskali und Magnesiumkainit, sind notwendig.

Wegeböschungen im Grünwald können so ebenfalls verbessert werden.

5.7. Integration eines Wildschutzgebietes in das FFH-Gebiet Grünwald

Die Forstparzellen 12 (Sandkaulen; westlich N 11) bis 43 (östlich Straße Stafelter/Rengelbaach) sind hochwildsicher gegattert und gehören der „Administration des Biens de S.A.R. Le Grand-Duc“. Auch sie sind durch Buchendominanz gekennzeichnet, wobei einzelne Parzellen bis zu fast 100 % Buchenbestockung aufweisen (u. a. 18). Große Dickungskomplexe (Parzellen 19, 37, 38), Bestände mit Eichendominanz (Teile der Parzellen 27, 33) und offene Flächen (Teile der Parzellen 21, 12, 14, 42 u. a.) bewirken in Verbindung mit Bachläufen und Mardellen und der orographischen Geländegliederung eine hohe Strukturdiversität. Das gilt auch für isolierte Coniferenbestände (in den Parzellen 35, 38, 23, 17, 40), die das Gebiet für *Martes martes* (Baummarder) und *Dryoscopus martius* (Schwarzspecht) attraktiv machen.

Gegenwärtig kommen an Schalenwildarten *Sus scrofa*, *Cervus elaphus* und *Capreolus capreolus* vor. Für das Gebiet existiert eine sehr gute Abschuss-Statistik, die für das Schwarzwild eine Differenzierung nach Gewichtsklassen (bis 25 kg, 26 - 45 kg, 46 - 70 kg, über 70 kg) und Geschlecht vornimmt. Der wesentliche Abschuss wird bei Drückjagden erzielt. Deutlich wird, dass im Jagdjahr 2002/2003 die Streckenergebnisse einbrachen, was korreliert verlief mit dem Auftreten der Schweinepest.

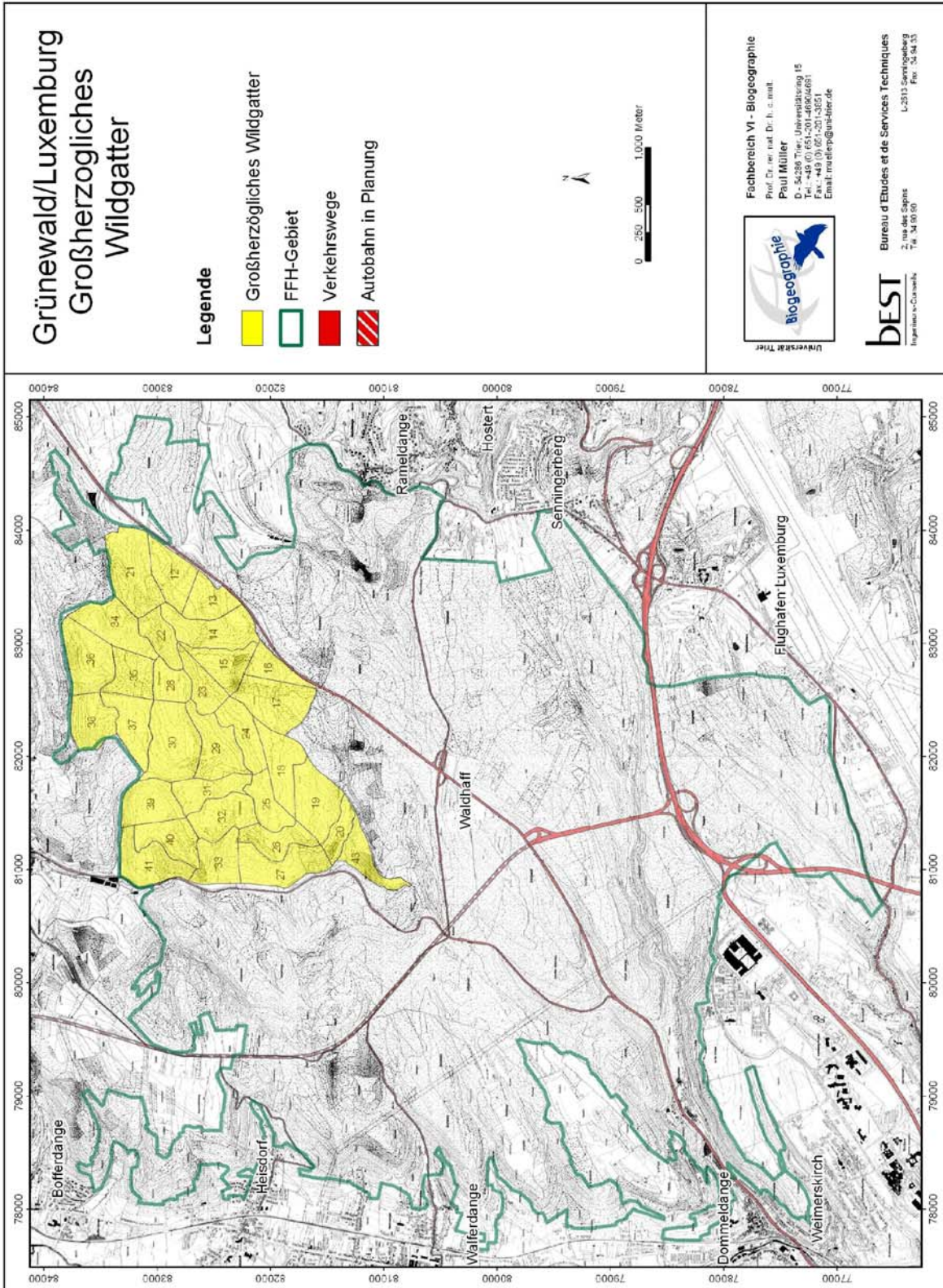
Das Rehwild ist in seiner Dichte im gegatterten Bereich direkt abhängig von der Schwarzwilddichte. Mit Einbruch der Schwarzwildbestände (2002/2003) stieg die Rehwilddichte, weshalb heute regelmäßig Rehwild im Gatter beobachtet werden kann.

Die Rotwilddichte liegt bei unter 20 Tieren, was mit einem geringen Verbiss- und Schäldruck korreliert ist.

Drückjagd-Ergebnisse beim Schwarzwild belegen (Strecke von 14 Jagdjahren = 1889 Sauen), dass ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis von 1:1 vorliegt (943 ♂ zu 946 ♀).

Bei den weiblichen Stücken ist die Gewichtsklasse von unter 45 kg mit ca. 53 % an der Gesamtstrecke von 946 Bachen beteiligt. Die Bachen mit Gewichten von 46-70 kg machen 36,7 % an der Bachengesamtstrecke aus.

Eine quantitative Streckenanalyse (Leslie-Matriz-Modelle) zeigt, dass ohne den durch die Schweinepest bedingten Einbruch im Jagdjahr 2002/2003 die Populationen weiter angewachsen wären. In einem Gatterrevier lassen sich jedoch die Zuwächse durch Erhöhung der Zahl der Drückjagden relativ leicht steuern, da das Schwarzwild nicht in andere Bereiche abwandern kann. Insgesamt kann die nachhaltige Nutzung des Schwarzwildes und die seit 1990/91 geführte Streckenstatistik als vorbildlich gewertet werden.



**In den Jagdjahren 1990/91 bis 2003/04 erzielte Schwarzwild-Gesamtstrecke im Revier Grünewald 1
(nach Angaben von Revierführer Henri Bartz)**

Jagdjahr	Männliche Wildschweine					Weibliche Wildschweine					M + W
	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
1990 / 1991	3	11	9	8	31	2	17	24	5	48	79
1991 / 1992	0	4	2	3	9	3	3	4	3	13	22
1992 / 1993	28	28	10	20	86	21	19	31	4	75	161
1993 / 1994	45	39	27	29	140	50	52	49	15	166	306
1994 / 1995	15	5	9	15	44	14	13	20	0	47	91
1995 / 1996	21	19	33	23	96	31	44	43	5	123	219
1996 / 1997	24	26	27	23	100	23	30	32	4	89	189
1997 / 1998	19	29	11	41	100	18	21	26	8	73	173
1998 / 1999	4	15	11	15	45	5	13	24	10	52	97
1999 / 2000	12	22	22	27	83	6	30	27	12	75	158
2000 / 2001	8	38	4	38	88	5	24	14	17	60	148
2001 / 2002	21	22	27	42	112	30	24	47	15	116	228
2002 / 2003	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	2
2003 / 2004	2	10	6	0	18	7	6	5	0	18	36
2004 / 2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
											0
											0
Total:	<u>202</u>	<u>269</u>	<u>198</u>	<u>284</u>	<u>953</u>	<u>215</u>	<u>296</u>	<u>347</u>	<u>98</u>	<u>956</u>	<u>1909</u>
						53 % der Gesamtstrecke		36,7 % der Gesamtstrecke			

Der Anteil aller Stücke unter 45 kg an der Gesamtstrecke betrug 50,9 %.

Relation des männlichen und weiblichen Schwarzwildes an den Gesamtstrecken der Jahre 1990/91 bis 2003/04

	♂:♀	♀ %	Zahl der Drückjagden
Jahr 1990/1991	31:48	60,7%	2 = 15.12.1990 und 08.01.1991
Jahr 1991/1992	9:13	59,1%	1 = 31.12.1991
Jahr 1992/1993	86:75	46,6%	1 = 31.12.1991
Jahr 1993/1994	140:166	54,2%	2 = 23.11.1992 und 20.12.1992
Jahr 1994/1995	44:47	51,6%	4 = 07.11.1993, 05.12.1993, 13.12.1993, 22.12.1993
Jahr 1995/1996	96:123	56,2%	3 = 29.10.1995, 26.11.1995, 15.12.1995
Jahr 1996/1997	100:89	47,1%	4 = 10.03.1996, 24.10.1996, 27.10.1996, 24.11.1996
Jahr 1997/1998	100:73	42,2%	5 = 09.11.1997, 30.11.1997, 18.12.1997, 15.01.1998, 14.01.1998
Jahr 1998/1999	45:52	53,6%	3 = 08.11.1998, 13.12.1998, 17.12.1998
Jahr 1999/2000	83:75	47,5%	3 = 07.11.1999, 28.11.1998, 22.01.2000
Jahr 2000/2001	88:60	40,5%	2 = 12.11.2000, 25.11.2000
Jahr 2001/2002	102:106	51,0%	4 = 18.11.2001, 09.12.2001, 19.01.2002, 31.01.2002
Jahr 2002/2003	1:1	50,0%	2 = 29.11.2002, 05.12.2002
Jahr 2003/2004	18:18	50,0%	1 = 29.12.2003
Jahr 2004/2005	0:0	-	-

Wesentlich ist naturgemäß die Bewertung des Einflusses des Schwarzwildes auf die Entwicklungsziele des FFH-Gebietes Grünewald. Die Populationsdichte des Schwarzwildes beeinflusste nachhaltig die Populationsdichten des Rehwildes. Telemetrische Untersuchungen, die wir in einem 4500 ha Revier (Warndt bei Saarbrücken) an Schwarz- und Rehwild durchführen konnten belegten, dass Schwarzwilddichten von 3 Stück/100 ha den Rehwildzuwachs weitgehend abschöpfen können. Einzelne mittelalte Bachen und Keiler suchen gezielt nach sich drückenden Kitzen. Allerdings adaptieren sich Rehe an den „Prädationsdruck“ durch das Schwarzwild. Beide Arten können in stark strukturierten Lebensräumen deshalb syntop vorkommen. Dort wo beide Arten Standwild sind, schrecken Rehe selten beim Anwecheln des Schwarzwildes. Es besteht aber kein Zweifel, dass zunehmende Schwarzwildbestände zu einer Abnahme der Rehwilddichte und damit auch des Verbissdruckes führen.

Magenanalysen, die wir an Schwarzwild durchführten (n = 712) zeigten, dass in den Monaten April bis Mai erhebliche Anteile von Tipuliden- und Maikäferlarven vom Schwarzwild aufgenommen werden. Gleiches gilt für Rodentia.

Dieses „Nahrungsspektrum“ wird generell als positiv gewertet werden können für das Artenspektrum und die Entwicklungsziele des FFH-Gebietes Grünewald.

Differenzierter muss der Einfluss auf die semiaquatische Fauna im FFH-Gebiet bewertet werden. Von 22 untersuchten, wasserführenden Mardellen in den Gatterparzellen traten im Frühjahr 2004 nur in 7 Laich von *Rana temporaria* und 12 Laichballen von *Bufo bufo* auf. Wo der Laich sich hielt und auch zur Entwicklung kam, lagen Holz- und Strauchreste in den Mardellen, von denen einige als Suhlen von Schwarzwild benutzt werden.

Statistik der Jagdstrecken im Revier Grünewald 1

		Männliche Wildschweine					Weibliche Wildschweine					M + W
Jahr	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	1990/ 1991	15.12.1990	2	4	9	6	21	1	7	19	2	29
08.01.1991		1	7		2	10	1	10	5	3	19	29
Total:			3	11	9	8	31	2	17	24	5	48
		-				-					-	-
1991/ 1992	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	31.12.1991		4	2	3	9	3	3	4	3	13	22
	Total:		0	4	2	3	9	3	3	4	3	13
		-				-					-	-
1992/ 1993	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	29.11.1992	20	10	9	16	55	10	7	24	3	44	99
	30.12.1992	8	18	1	4	31	11	12	7	1	31	62
	Total:		28	28	10	20	86	21	19	31	4	75

Statistik der Jagdstrecken im Revier Grünewald 1

		Männliche Wildschweine					Weibliche Wildschweine					M + W
Jahr	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
1993/ 1994	07.11.1993	17	15	10	18	60	21	17	27	13	78	138
	05.12.1993	23	17	9	11	60	18	20	14	1	53	113
	13.12.1993	2	6	5		13	5	8	7	1	21	34
	22.12.1993	3	1	3		7	6	7	1		14	21
	Total:	45	39	27	29	140	50	52	49	15	166	306
		-				-	-			-	-	-
1994/ 1995	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	23.10.1994	4		3	6	13	3	4	16		23	36
	27.11.1994	11	5	6	9	31	11	9	4		24	55
	Total:	15	5	9	15	44	14	13	20	0	47	91
		-				-	-			-	-	-
1995/ 1996	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	29.10.1995	7	1	19	14	41	8	12	20	4	44	85
	26.11.1995	11	12	12	9	44	13	20	22	1	56	100
	15.12.1995	3	6	2		11	10	12	1		23	34
	Total:	21	19	33	23	96	31	44	43	5	123	219

Statistik der Jagdstrecken im Revier Grünewald 1

		Männliche Wildschweine					Weibliche Wildschweine					M + W
Jahr	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
1996/ 1997	19.03.1996							1			1	1
	24.10.1996								1		1	1
	27.10.1996	10	14	19	15	58	10	17	22	2	51	109
	24.11.1996	14	12	8	8	42	13	12	9	2	36	78
	Total:		24	26	27	23	100	23	30	32	4	89
		-				-					-	-
1997/ 1998	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	09.11.1997	6	12	2	26	46	9	8	13	4	34	80
	30.11.1997	4	7	5	11	27	4	4	10	1	19	46
	18.12.1997	7	8	3	3	21	4	8	1	3	16	37
	15.01.1998	1	2	1	1	5	1	1	1		3	8
	14.01.1998	1				1			1		1	2
	Total:		19	29	11	41	100	18	21	26	8	73
		-				-					-	-
1998/ 1999	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	08.11.1998	2	8	8	7	25	2	8	14	8	32	57
	13.12.1998	2	7	3	8	20	3	4	10	2	19	39
	17.12.1998							1			1	1
	Total:		4	15	11	15	45	5	13	24	10	52

Statistik der Jagdstrecken im Revier Grünewald 1

		Männliche Wildschweine					Weibliche Wildschweine					M + W
Jahr	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
1999/ 2000	07.11.1999	3	8	11	14	36	1	8	9	3	21	57
	28.11.1999	7	11	9	13	40	1	18	12	9	40	80
	22.01.2000	2	3	2		7	4	4	6		14	21
	Total:		12	22	22	27	83	6	30	27	12	75
		-				-					-	-
2000/ 2001	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	12.11.2000	7	24	1	21	53	4	13	9	12	38	91
	25.11.2000	1	14	3	17	35	1	11	5	5	22	57
	Total:		8	38	4	38	88	5	24	14	17	60
		-				-					-	-
2001/ 2002	Datum	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	bis 25kg	26-45 kg	46-70 kg	> 70 kg	Total	Summa
	18.11.2001	7	6	10	26	49	13	14	25	8	60	109
	09.12.2001	0	2	7	8	17	5	5	6	1	17	34
	19.01.2002	4	13	9	8	34	2	5	13	6	26	60
	31.01.2002	0	1	1	0	2	0	0	3	0	3	5
	31.07.2002	10	0	0	0	10	10	0	0	0	10	20
	Total:		21	22	27	42	112	30	24	47	15	116

5.8. Entwicklungskonzeption für eine „Naturwaldzelle“ im FFH-Gebiet Grünewald

Nach Zielvorgaben der luxemburgischen Umweltministerium sind „Naturwaldreservate Waldflächen, die ihrer natürlichen Entwicklung überlassen bleiben, wobei bis 2010 ca. 5 % der Waldfläche Luxemburgs als Naturwaldreservate mit angepassten Betreuung ausgewiesen werden sollen. Naturwaldreservate sollen zugleich Bestandteil des zukünftigen Biodiversitäts-Netzwerkes im Rahmen der FFH-Richtlinie werden.“

Damit ist die Zielsetzung der Naturwaldzelle zumindest für Waldhabitate mit der Richtlinie 92/43/EWG weitgehend deckungsgleich. In Naturwaldzellen soll sich das Wuchspotential der Standorte ohne Einfluss des Menschen entfalten (vgl. u.a. ALBRECHT 1990, BOHN und WOLF 1989, RAUH 1993, RAUH und SCHMITT 1991, REMMERT 1991, 1994).

Nach dem „Naturwaldkonzepte für Luxemburg“ sollen entsprechende Gebiete eine Mindestfläche von 50 ha besitzen, wobei kompakte Gebiete anzustreben und störende Zerschneidungen zu vermeiden sind. „Jagdbare Arten, die die Eigendynamik des Naturwaldes nicht negativ beeinflussen, sind im Naturwaldreservat von der Jagd auszunehmen. Das gilt jedoch nicht für Wildschweine, Rehe, Hirsche, Dam- und Muffelwild und andere Arten die über keinerlei Regulatoren verfügen. Die Jagdausübung sollte im Rahmen einer begrenzten Anzahl von Drückjagden stattfinden. Jagdeinrichtungen wie Hochsitze, Ansitze und Jagdhütten ebenso wie Wildfütterungen sind nicht erlaubt. Bestehende Einrichtungen müssen entfernt werden.“ „Aufgrund des angestrebten hohen Schutzzieles sind die Naturwaldzellen, welche sich im Eigentum der öffentlichen Hand befinden, als Zone protégée auf der Grundlage des Naturschutzgesetzes von 1982 auszuweisen.“

In einer Projektstudie haben HEINRICH et al. (2002) auch ein Gebiet im Grünewald (Naturwaldgebiet Nr. 25: Rameldange / Holländerberg) auf seine Eignung als Naturwaldreservat überprüft. Das westlich von Rameldange gelegene, von stark

befahrenen Straßen (Nr. 11; C.R. 126) begrenzte Gebiete „repräsentiert einen noch großflächig geschlossenen schwach sauren Buchenwald auf Luxemburger Sandstein.“ Hier, in unmittelbarer Nähe zur Stadt Luxemburg, bietet sich in besondere Weise die Möglichkeit, die Ziele des Naturwald-Konzeptes der Stadtbevölkerung zu vermitteln“ (Heinrich et al. 2002, p. 173). Dennoch kamen die Autoren nur zu einer „guten bis bedingten“ Eignungsempfehlung.

Das Gebiet liegt zwischen 423 und 550 m Höhe im wesentlichen auf Luxemburger Sandstein mit lokalen mergelig-kalkigen Psilonitenschichten im Osten. Im Norden entspringt der Lernsterbaach. Bestandsdominierend sind Melico-Fageten (Melico-Fagetum luzulotosum über 80%) und Luzulo-Fageten (über 70%).

Hallenbuchenwälder überwiegen. Nach Holzentnahme von 2001 und Windwürfen kam es zu stärkerer Entwicklung der krautigen Vegetation. In Nadel-Laubholz-Mischbeständen dominiert im Unterwuchs Buche und Bergahorn.

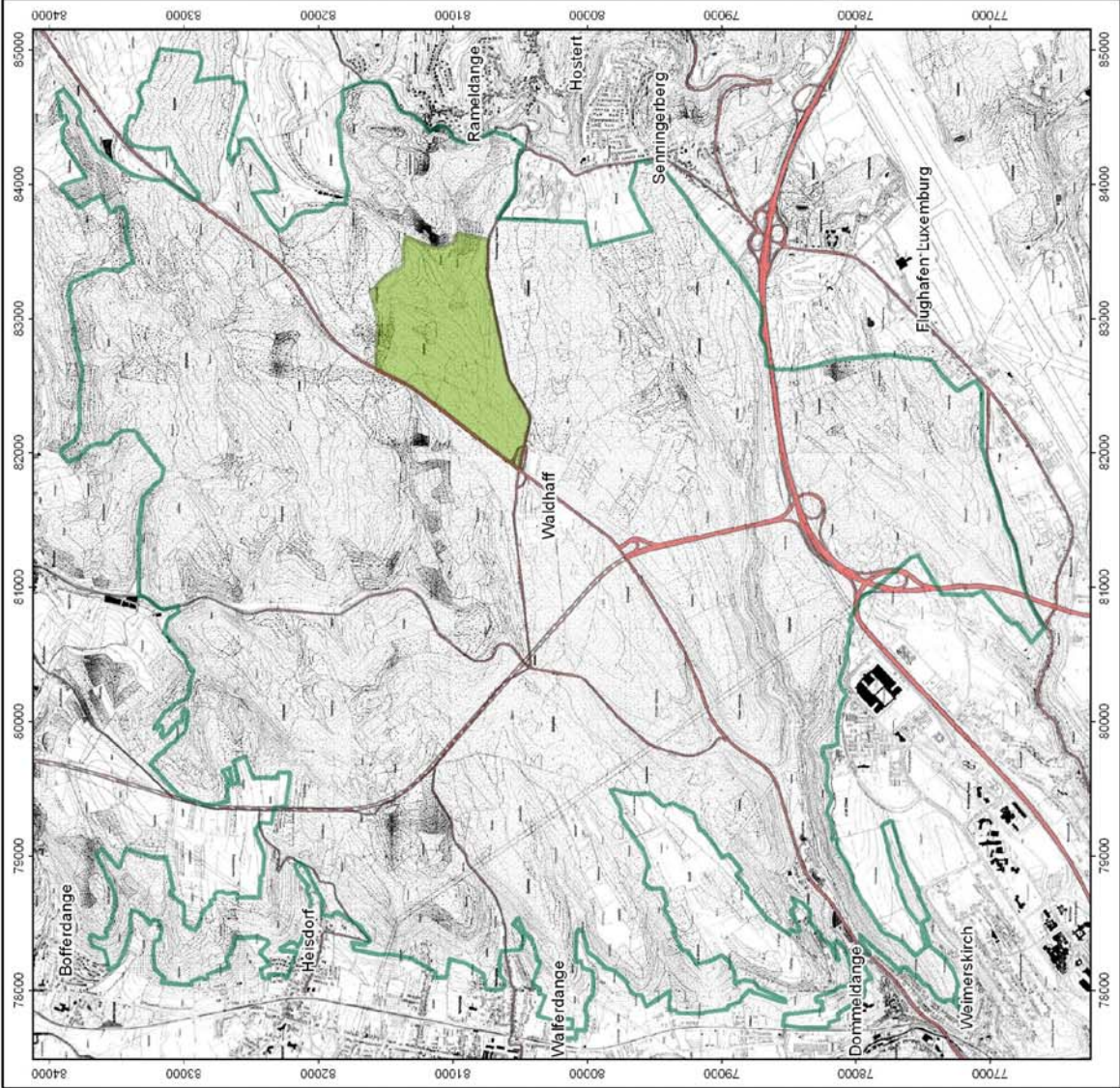
Grünwald/Luxemburg Lage einer geplanten Naturwaldzelle

Legende

-  Naturwaldzelle
-  FFH-Gebiet
-  Autobahn in Planung
-  Verkehrswege



0 250 500 1.000 Meter



Fachbereich VI - Biogeographie
 Prof. Dr. rer. nat. Dr. h.c. mult.
Paul Müller
 D - 54296 Trier, Universitätsring 15
 Tel.: +49 (0) 651-201-4692/4691
 Fax: +49 (0) 651-201-3851
 Email: muellerp@uni-trier.de



BEST Bureau d'Etudes et de Services Techniques
 2 rue des Sables
 L-2013 Steinselweg
 Tel. 34 99 90
 Fax 34 99 13

6. Empfehlungen

Die Ergebnisse unserer Untersuchungen belegen, dass der Grünewald mit Recht als FFH-Gebiet ausgewiesen wurde, da trotz anthropogener Beeinflussung auf fast allen Standorten die Wuchspotentiale und die realen Vegetations- und Biotoptypen (Luzulo- und Melico-Fageten-Dominanz) den FFH-Zielen (Anhang I) entsprechen. Deutlich wurde aber auch, dass eine Vielzahl von anthropogenen Faktoren das Gebiet negativ beeinflussen. Dazu gehören

- Einflussfaktor Straße
- Einflussfaktor Siedlungsbebauung
- Einflussfaktor Stoffeinträge
- Einflussfaktor Wasserbelastung
- Einflussfaktor Freizeit-Gesellschaft
- Einflussfaktor Forstwirtschaft
- Einflussfaktor Schalenwildbewirtschaftung

Diese Faktoren wurden von uns quantifiziert und für ein späteres Monitoring (Berichtspflichten) in eine Systemanalyse integriert. Ergänzend zu den in den einzelnen Kapiteln aufgeführten Empfehlungen sollen hier insbesondere diejenigen besonders hervorgehoben werden, die kurz- und mittelfristig für die Existenz und Qualität des FFH-Gebietes wesentlich und Elemente des Umweltmanagementplans sind. Dazu gehören u. a.:

- die Reduktion vorhandener externer Belastungsfaktoren
- der besondere Schutz der Feuchtgebiete
- die Erhaltung von Altholzbeständen (Sicherung von Biotopholz und natürlichen Alterungsprozessen; Höhlenbäume; Sukzessionsbäume für Pilz- und Arthropodenbesiedlung)
- die Erhöhung des Anteils dem potentiellen Wuchspotential (Luzulo- und Melico-Fageten) entsprechender Waldassoziationen auf 85 % in den kommenden 6 Jahren
- die Integration von Neophyten (u. a. Douglasien) bis Hiebreife
- die Reintegration ausgestorbener regionaltypischer Arten

Um die Ziele umsetzen zu können und kontrollierbar zu machen, ist der Aufbau spezifischer **Organisationseinheiten** zwingend erforderlich. Zu diesen Organisationseinheiten gehören nach unserer Auffassung:

- der Aufbau von Bioinformati- und Datenbanksystemen als Grundlagen für den Management-Plan
- die Erstellung eines Waldsimulationsmodells „Grünwald“
- die Einwicklung einer Konzeption für Monitoring und Berichtspflichten nach FFH (u. a. Fagus, Lumbricus, Picea, Capreolus)
- ein Wildmanagement-Plan (Weiserflächen) zur Sicherung der FFH-Ziele
- eine differenzierte Streckenstatistik für Populationsprognosen
- ein Monitoring offener Sukzessionsflächen
- die Integration eines Wildgeheges in das FFH-Gebiet
- ein vertiefendes Monitoring in einer geplanten „Naturwaldzelle“ im FFH-Gebiet.

Damit das FFH-Gebiet auch in das Bewusstsein der Bevölkerung implementiert werden kann, sind weiterhin erforderlich folgende „Einrichtungen“:

1. Einrichtung eines Besucher- und Bioinformati- zentrums für den Grünwald in Waldhaff

1.1. Wissenschaftliche Arbeitseinheiten

- Aufbau eines Bioinformati- systems mit Datenbank
- Etablierung einer Biomonitoring-Arbeitseinheit (Berichtspflichten)
- Einrichtung einer Biodokumentationszentrale (in Verbindung mit dem Naturhistorischen Museum von Luxemburg)
- Einrichtung einer Ökosystemforschungseinheit (Waldökosystemforschung) mit Anschluss an den Universitätsverbund Luxemburg/Trier/Nancy/Arlon
- Einrichtung einer Umweltprobenbank mit Verbindung zur Umweltprobenbank Deutschlands

1.2. Dokumentations- und Weiterbildungseinheiten

- Schulung, Ausbildung und Weiterbildung (in Verbindung mit vorhandenen Bildungseinheiten des Landes)
- Ausstellungen über ökosystemgerechte Naturnutzungen (u. a. Naturnahe Forstwirtschaft; Ökosystemgerechte Jagd; Bezug zu Besichtigungsstandorten im FFH-Gebiet)
- Dokumentation „Wasserwege – Die Bedeutung des Grünewaldes als Trinkwassergarant Luxemburgs“
- Einrichtung einer „mobilen Waldschule“ (in Verbindung mit den Schulen des Landes)
- Multivisionsschau über die wichtigsten Tier- und Pflanzenarten des Grünewaldes
- „Rückbürgerungsvolieren“ mit lebenden Tieren (u. a. Kolkrabe, Schwarzstorch, Wildkatze, Luchs)
- Volieren mit Neubürgern Luxemburgs (u. a. Waschbär, Mink, Rotwangenschildkröten)
- Verbindungswege zum Restaurant und zum Gehege für große Herbivoren
- Integration des Wildgeheges in das FFH-Gebiet mit Analysen über „Großherbivoren und Walddynamik“
- Bedeutung von Großherbivoren für Fageten (Schwarzwild; Rotwild)
- Integration (Modellprojekt) „Wisent“
- Mardellen u. a. als Lebensraum von *Rana dalmatina*

Darüber hinaus wird der Aufbau besonderer „**Bildungseinrichtungen**“ empfohlen, z. B.:

- Mit dem „Fahrstuhl“ in die Baumwipfel (oder „wie sieht eine Haselmaus den Grünewald“)
- Sommerschule Grünewald (in Verbindung mit Universitäten und anderen Forschungsinstituten)

Für die Besucher müssen folgende Infrastrukturen verbessert oder eingerichtet werden:

- Wanderwege zur Kulturgeschichte des Grünewaldes (u. a. KIEM; Keltenwege; Römerwege; Baumdenkmäler; Schetzel)
- Verbesserte Organisation der Waldparkplätze und „Sponsoren für Bänke“
- Verbesserte Ausweisung von Wanderwegen
- Rückbau von Forststraßen und Leinenzwang für Hunde
- Jogger-Parcours
- Lehrpfad „Arboretum bis Waldforschungsstelle“
- Lehrpfad „Wildeinfluss auf die Vegetation“
- Lehrpfad „Wasserweg Glasburental“

Hinzu kommt eine Erweiterung der „Freiland“-Angebote für Besucher:

- Offene Tür „Grünewald“ (mit Exkursionen in Bereiche, die durch Wege nicht mehr erschlossen sind)
- Vogelstimmenexkursionen
- Nacht der Fledermäuse
- Nacht Schmetterlinge im Grünewald
- Vegetationskundliche Wanderungen
- Pilze im Grünewald
- Wanderungen mit dem Förster (von der Naturwaldzelle über Fichtenforste bis zum Luzulo-Fagetum)
- „Schützen und Nützen“ als Entwicklungskonzept für den Grünewald
- Internationale Wald-Forschungsprojekte im Grünewald

Zu den Neu-Einrichtungen müssen parallel „Sanierungsmaßnahmen“ erfolgen. Dazu gehören aus unserer Sicht vorrangig:

- Umfeld-Sanierung und Reduktion externer Einflussfaktoren (u. a. Parkhotel-Renovierung; Straßen-Maßnahmen; Gewerbegebiete; Wohneinheiten)
- Innensanierung (u. a. Munitionsdepot; Rückbau von Forstwegen)

- Ökonomisch sinnvoller Umbau forstlicher Nutzungen
- Ökosystemgerechte Jagdsysteme
- Schutzstrategien für alle Gewässer
- Schutz- und Pflegemaßnahmen insbesondere für Mardellen

Sofern diese Vorschläge umgesetzt und integriert werden in den von uns vorgelegten Management-Plan „Grünwald“ könnte das Gebiet zu einem Modellsystem werden für **einen intelligenten und zukunftsfähigen Umgang mit der Natur in einer weiter sicherlich zunehmenden technisch-kommerziellen Globalisierung.**

7. Literatur

ADMINISTRATION DES EAUX ET FORÊTS (1995): Naturräumliche Gliederung Luxemburgs. Luxemburg.

ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern, 1.

AL-KITTANI, M.M. (1975): Äsungsbiologische Untersuchungen in drei Rehwildreieren als eine Grundlage für die Ableitung tragbarer Wilddichten. Diss. Univ. Wien.

ANDERSSON, R., DUNCAN, P. und LINNELL, J.D.C. (HRSG.) (1998): The european roe deer. The biology of success. Scandinavian University Press, Oslo.

ANDRZEJEWSKI, R. und JEZIEWSKI, W. (1978): Management of a wild boar population and its effects on commercial land. Acta Theriol. 23: 309-333.

ASSMANN, E. (1961): Waldertragskunde. BLV, München. 490 Seiten.

ASSMANN, T. (2001): Conservation biology. In: TURIN, H. und L. PENEV: The genus Carabus in Europe: a synthesis. Moscow. Sofia.

AUERSWALD, K., WEIGAND, S., KAINZ, M. und PHILIPP, C. (1996): Influence of soil properties on the population and activity of geophagous earthworms after five years of bare fellow. Biol. And Fertil. Soils 23(4): 382-387.

BANG, P. und DAHLSTRÖM, P. (2000): Tierspuren. BLV, München. 263 Seiten.

BARKER, R.J.(1958): Notes on some ecological effects of DDT sprayed on elms. L. Eildl. Manage, 22(3): 382-387.

BARTH, B. (1996): Mardellen im saarländisch-lothringischen Schichstufenland. Abh. Delattinia 22: 7-59.

BAUMGARTEN, M.; WERNER, H.; HÄBERLE, K.-H.; EMBERSON, L.D.; FABIAN, P. & MATYSSEK, R. (2000): Seasonal ozone response of mature beech trees (*Fagus sylvatica*) at high altitude in the Bavarian forest (Germany) in comparison with young beech grown in the field and in phytotrons. *Environm. Poll.* 109: 431-442.

BAUR, M., LAUCHERT, U. und WILD, A. (1998) : Biochemical Indicators for novel forest decline in Spruce. *Chemosphere* 4/5: 865-870.

BECK, E. (1994): *Pleurotus ostreatus* et *Tremella mesenterica* récoltés au Grengewald. *Soc. Natur. luxemb.* 69.

BEGON, M., M. MORTIMER und D.J. THOMPSON (1997): *Populationsökologie*. Spektrum Verl., Heidelberg.

BEHRE, K.-E. (2000): Der Mensch öffnet die Wälder – zur Entstehung der Herden und anderer Offenlandschaften. *Rdgespr. Kommission für Ökologie* 18: 103-116.

BEHREND, A. (1999): Kinetik des Ingestaflusses bei Rehen (*Capreolus capreolus*) und Mufflons (*Ovis ammon musimon*) im saisonalen Verlauf. Diss. Univ. Berlin.

BENNERT, H.W. (1999): *Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands. Biologie, Verbreitung, Schutz*. Bonn - Bad Godesberg, 381p.

BENSE, U. und K. U. GEIS (1998): Holzkäfer. In: BÜCKING, W.: *Faunistische Untersuchungen in Bannwäldern. Holzbewohnende Käfer, Laufkäfer und Vögel*. Mitt. Forst. Versuchs- und Forschungsanstalt 203: 44-117.

BETTAG, E., NIEHUES, M., SCHIMMEL, R., VOGT, W. (1980): Bemerkenswerte Käferfunde in der Pfalz und benachbarten Gebieten. 5. Beitrag zur Kenntnis der Käfer der Pfalz. *Pfälzer Heimat* 31 (1): 2-8

BETTAG, E., NIEHUES, M., SCHIMMEL, R. VOGT, W. (1981): Bemerkenswerte Käferfunde in der Pfalz und benachbarten Gebieten. 6. Beitrag zur Kenntnis der Käfer der Pfalz. *Pfälzer Heimat* 32 (2): 80-82

BIEBER, C. und RUF, TH (2003): Mit Frischlingen rechnen. In: Schwarzwild. Wild und Hund exklusiv, 22: 16-21.

BINOT, M., R. BLESS, P. BOYE, M. GUTTKE und P. PRETSCHER (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe Landschaftspflege. Naturschutz 55.

BMELF (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, HRSG.) (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) – Arbeitsanleitung. Bonn.

BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg.) (1995): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald – Deutscher Beitrag zum europäischen Waldschadesmonitoring (Level II-Programm). Bonn. 25 Seiten.

BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (Hrsg.) (2000): Bericht über den Zustand des Waldes 1999. Bonn.

BMJ (BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ, HRSG.) (2000): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Durchführung der Bundeswaldinventur II (VwV-BWI II). Berlin.

BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT, HRSG.) (2001): Bericht über den Zustand des Waldes 2000 – Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings. Bonn.

BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (Hrsg.) (2002): Bericht über den Zustand des Waldes 2001 – Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitoring. Bonn.

BODE, W. (1995): Impact einer Autobahn / Schnellstraße auf das Waldmassiv Grünewald, Luxemburg. Studie im Auftrag des Asbl. „Fir den Grengewald“ (131pp), Luxemburg.

BOHN, U. und WOLF, G. (1989): Ergebnisse des Kolloquiums über Naturwaldreservate 1989. Natur und Landschaft 64(12): 587-591.

BOOTH, L.H., HODGE, S. und O'HALLORAN, K. (2001): Use of biomarkers in earthworms to detect use and abuse of field applications of a model organophosphate pesticide. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 67: 633-640.

BORTIER, K.; DE TEMMERMANN, L. ; CEULEMANS, R. (2000): Effects of ozone exposure in open-top chambers on poplar (*Populus nigra*) and beech (*Fagus sylvatica*): a comparison. *Environm. Poll.* 109: 509-516.

BOUCHE, M.B. (1972): Lumbriciens de France – ecologie et systematique. *Ann. Zool. Écol. Anim.* 72: 151-

BRAUN-BLANQUET, H. (1964) : Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer, Berlin. 865 Seiten.

BRINKMANN, R. und LIMPENS, J. (1999): The role of bats in landscape planning. *Trav. Sci. Mus. nat. hist. nat. Lux.* 31: 119-136.

BRÜNNER, K., VON DUNK, K. (2003): Weiter fränkische Nachweise des Eremit *Osmoderma eremita* (Col.), sowie Anmerkungen zur Fortpflanzungsdynamik im Hinblick auf den Habitatschutz. *Galathea – Berichte des Kreises Nürnberger Entomologen e. V.* 19 (3): 161-167

BUBINEK, A.B. (1984): Ernährung, Verhalten und Umwelt des Schalenwildes. BLV, München.

BULLOCK, J. (1996): Plants. In: SUTHERLAND, W.J.: *Ecological Census techniques*. Cambridge University press, 111-138.

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (HRSG.): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. verb. und erw. Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 392 Seiten.

BURSCHEL, P. und J. HUSS (1997): *Grundriss des Waldbaus*. Verl. Parey, Berlin.

BUTTERFIELD, J., M. LUFF, M. BAINES und M. EYRE (1995): Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. *For. Ecol. Manage.* 79: 63-77.

CAMPEN, H.V., FRÖLICH, K. und HOFMANN, M. (2001): Pestiviruses. In: *Infectious diseases of Wild Mammals*, E.S. Williams and I.K. Barker (eds.). Iowa State University Press, Ames, Iowa, pp. 232-244.

CHAMPLUVIER, D. und A. FRAITURE (2003): Contribution à l'étude des Prairies semi-naturelles de l'Ouest de la Gaume (Lorraine Belge) en rapport avec l'écologie du rare et méconnu *Ramaunculus serpens* subsp. *polyanthomoides*. *Lejeunia* 174: 1-16.

CLEVENGER, A.P. (1998): Methods and guidelines for monitoring trends of carnivore populations. Council of Europe, *Environmental Encounters* 38: 71-84.

COLLING, G., MATTHIES, D. und RECKINGER, C. (2002): Population structure and establishment of the threatened long-lived perennial *Scorzonira humilis* in relation to environment. *J. Appl. Ecology* 39: 310-320.

CONRAD, R. (1994): Verbreitung und Gefährdung ausgewählter Blatthornkäferarten (Coleoptera: Scarabaedinae). *Thüringens Naturschutzreport* 7 (1): 247-262.

CONZEMIUS, T. (1998): Zur Brutverbreitung des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg. *Regulus* 17: 27-31.

CONZEMIUS, T. (1998): Revierkartierung der "Territorialen Saison-Population" des Schwarzileus *Milvus migrans* in Luxemburg. *Regulus* 17.

COUDERC, J.M. (1978): Les mardelles de Touraine et leurs groupement végétaux. *Col. phytosociologiques* 7: 35-60.

COUTEAUX, M. (1969): Recherches polynologiques en Gaume, au pays d'Arlon, en Adenne méridionale (Luxembourg Belge) et an Gutland (Grand-Duché de Luxembourg). *Acta Geographica Lovaniensia* 8: 1-193.

CYRUS, E., WEISHAAR, M. und ZIMMERMANN, M. (2004): Nachweis einer Wochenstube der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus* SCHREBER, 1774) in Rheinland-Pfalz: Manuskript (Biogeographie, Universität Trier).

DE LANGHE, J.-E., DELVOSALLE, L. und DUVIGNEAUD, J. (1983): Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines. Meise.

DANGIEN, B. (1978): La flore des mardelles du Bassigny: Plantes toxiques et plantes médicinales. Bull. Soc. Sciences Naturelles et d'Archéologie de la Haute-Marne 21(4): 85-91.

DANGIEN, B. und DECORNET, J. (1977): Aperçu phytosociologique des groupements aquatiques et semi-aquatiques des mardelles du Bassigny. Document phytosociologiques 1: 51-70.

DARWIN, C. (1881): The formation of vegetable mould through the action of worms. London, 326 Seiten.

DAVIDSON, S.R.; ASHMORE, M.R. & GARRETTY (1992): Effects of ozone and water deficit on the growth and physiology of *Fagus sylvatica*. *For. Ecol. Manage.* 51: 187-193.

DAVIS, B.N.K. & FRENCH, M.C. (1969): The accumulation and loss of organochlorine insecticide residues by beetles, worms and slugs in sprayed fields. *Soil Biol. Biochem.* 1: 45-55.

DE ZUTTERE, P. (1993): *Fissidens monguillonu* espèce méconnue en Belgique et au Grand-Duché de Luxembourg. *Novellia Bryologica* 3-4: 1-4.

DENSE, C. und RAHMLE, U. (2002): Telemetrische Untersuchungen an Nausohren (*Myotis myotis*) im südlichen Niedersachsen zur Bestimmung des Aktionsraumes bei der Jagd vor dem Hintergrund der Abgrenzung von FFH-Gebieten. *Inform. Naturschutz Niedersachsen* 22(1): 41-47.

DIEDERICH, P. (1986): Macrolichens nouveaux ou intéressants pour la flore luxembourgeoise. Bull. Soc. Nat. Luxemb. 86: 117-123.

DIEDERICH, P. (1992): New or interesting lichenicolous fungi. 2. *Taeniolella beschiema* sp. nov. and *Taeniolella servusiauxii* sp. nov. (Hyphomyces). Bull. Soc. Nat. Luxemb. 93: 155-162.

DIEDERICH, P. (1996): The lichenicolous heterobasidiomycetes. Biolith. Lichenol. 61: 1-198.

DIEDERICH, P. (2000): The lichens and lichenicolous fungi of Belgium and Luxembourg. Musée national d'histoire naturelle, Luxembourg.

DIEDERICH, P. UND E. SERVUSIAUX (2000): The lichens and lichenicolous fungi of Belgium and Luxembourg. An annotated checklist. Musée national d'histoire naturelle, Luxembourg.

DIETZ, M. und SIOMN, M. (2003): Konzept zur Durchführung der Bestandserfassung und des Monitorings für Feldermäuse in FFH-Gebieten im Regierungsbezirk Gießen. In: BOYE, P.: Grundlagen für die Entwicklung eines Monitorings für Fledermäuse in Deutschland. BfN-Skripten 73: 87-140, Bonn.

DIETZ, M., FRANK, R. und PIR, J.B. (1999): The bat fauna of the „Grünewald“. Proc. 3rd. European Bat Detector Workshop, Trav. Scient. Uns. Mat. Hist. Nat. Luxemburg 31: 107-118.

DJV (2003): Wildtierinformationssystem der Länder Deutschlands. Landwirtschaftsverl., Münster.

DOTZAUER, H. (1984): Die Belastung von Rot- und Rehwild mit Blei und Cadmium im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit, Univ. Weihenstephan.

DRESCHER-KADEN, U. (1976): Nationale und internationale Forschungsaktivitäten und Ergebnisse auf dem Gebiet der Nutzung freilebender Tierarten als Bioindikatoren für

die Belastung der Umwelt- insbesondere des Menschen – durch Umweltchemikalien. Abschlussbericht Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit.

DROZDZ, A. und OSIECKI, I. (1973): Aufnahme und Verdaulichkeit natürlicher Nahrung durch das Reh. *Acta theriol.* 18(3): 81-91.

DUNGER, W. & FIEDLER, H.J. (1989): Methoden der Bodenbiologie. Gustav Fischer, Stuttgart.

DZIECIOLOWSKI, R.M. (1991): Ecological niches of five big ungulates in a forest tract. *Folia Forestalia Polonica (A)* 33: 57-70.

EBERE, A.G. & AKINTONWA, A. (1995): Acute toxicity studies with earthworms, *Lumbricus terrestris*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 55: 766-770.

EBERLE, K. und BUCHER, H. (1989): Interdependenzen zwischen dem Verbiss verschiedener Baumarten in einem Plenterwaldgebiet. *Z. Jagdwiss.* 35: 235-244.

EBING, W.; PFLUGMACHER, J. & HAQUE, A. (1984): Der Regenwurm als Schlüsselorganismus zur Messung der Bodenbelastung mit organischen Fremdchemikalien. *Berichte Landwirtschaft* 62: 222-255.

EC-UN/ECE (2000a): Internal review of ICP Forests. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests).

EC-UN/ECE (2000b): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe - Technical Report 2000. Brüssel. 191 Seiten.

EDWARDS, C.A. & LOFTY, J.R. (1977): Biology of Earthworms. Chapman & Hall, London. 333 Seiten.

EDWARDS, C.A. (1984): Report of the 2nd stage in development of a standardized laboratory method for assessing the toxicity of chemical substances to earthworms. Commission of the European Communities Eur Report 0 (9360) I-IV. Seite 1-99.

EFOR (1992-2002): Cartographie phytosociologique des végétations forestières du G.-D. Luxembourg. Veröffentlichung des Ministère de l'Environnement und der Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg – Realisation: EFOR ingénieurs-conseils, Luxemburg.

EFOR (1995): Naturräumliche Gliederung Luxemburgs – Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. Veröffentlichung der Administration des Eaux et Forêts, Service Aménagement des Bois et Economie Forestière, Luxemburg.

EFOR (2001) : Notice d'utilisation de la Cartographie des végétations forestières – EFOR ingénieurs-conseils, Luxemburg.

EICHHORN, J. & PAAR, U. (2000): Kronenzustand der Buche in Hessen und in Europa. *AFZ/Wald*. 11: 600-602.

EIGNER, J. und E. TSCHACH (2002): A System for the Survey of Biotope and Land use types (Survey Guide). Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 73, BfN, Bonn.

EISFELD, D. (1976): Ernährungsphysiologie als Basis für die ökologische Beurteilung von Rehpopulationen. *Rev. Suisse zool.* 83(4) : 914-928.

EISINGER, D. (1993): Über einen Fund von *Osmoderma eremita* (Scopoli) im Saarland (Col., Scarabaeidae). Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen 3 (2): 51-52.

EISINGER, D. (1996): Zur Käferfauna einiger Mardellen im Saar-Blies-Gau. *Delattinia* 22: 237-254.

ELLENBERG, H. (1974): Beiträge zur Ökologie des Rehs (*Capreolus capreolus* L.) – Daten aus den Stammhamer Versuchsgehegen. Diss. Univ. Kiel.

ELLENBERG, H. (1978): Zur Populationsökologie des Rehs (*Capreolus capreolus*) in Mitteleuropa. Spixiana Suppl. 2.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 1095 S.

ELLENBERG, H., FRÄNZLE, O. UND MÜLLER, P. (1978): Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung. Forschung im Bereich von Umweltgrundsatzangelegenheiten. MAB, Bonn.

ENGEL, E., C. HARBURSCHE und H. SCHEUER (1993): Kurze chiropterologische Mitteilungen. Bull. Soc. Nat. luxemb. 94: 117-118.

ENTOMOLOGEN-VEREINIGUNG SACHSEN-ANHALT E. V. (Hrsg.) (2000): Zur Bestandssituation wirbelloser Arten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Entomol. Mitt. Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2000: 62 pp.

ERSA (2002): Zur Verbreitung und systematischen Stellung der Sandmagerrasen in Luxemburg. Gutachten i.A. der Forstverwaltung, ERSA s.à.r.l., Luxemburg.

ESSER, W. (1958) : Beitrag zur Untersuchung der Äsung des Rehwildes. Z. Jagdwiss. Wildbiol. 4: 1-40.

EU (1999) : Interpretation Manual of European Union Habitats, Version EUR 15/2, European Commission, DG Environment.

FABER, R. (1976): L'arboretum de la forêt d'Anven. Société Naturalistes Luxembourgeois 79, Luxemburg.

FABER, T. und C. MEISCH (1978): Bilan provisoire du recensement des populations de chauves-souris au Grand-Duché de Luxembourg. In : Bull. du Centre de Baguement et de Recherche des Chiroptères de Belgique 5: 68-73.

FARTMANN, TH., H. GRUNNEMANN, P. SALM und E. SCHRÖDER (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. *Angewandte Landschaftsökologie* 42, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

FERGISON, S. und M. BURGMAN (2002): *Quantitative methods for conservation biology*. Springer, Heidelberg.

FERNANDEZ-LLARIO, P., MATEOS-QUESADA, P., SILVERIO, A. und SANTOS, P. (2003): Habitat effects and shooting techniques on two wild boar (*Sus scrofa*) populations in Spain and Portugal. *Z. Jagdwiss.* 49: 120-129.

FERRANT, V. (1891): *Beitrage zur Molluskenfauna des Großherzogtums Luxemburg*. Fauna, Verein Luxemburger Naturfreunde 4.

FERRARIS, J. (1777): *hómoires historiques, chronologiques et oeconomiques*. Pro civitate, Brüssel 1771, IX, 93-97.

FIDORA, B. (1972): Der Bleigehalt von Pflanzen verkehrsnaher Standorte in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 85: 219-227.

FISCHER, R. & LORENZ, M. (2000): Waldzustandserfassung in Europa. *AFZ/Wald* 25: 1367-1370.

FISCHER, S., WEILAND, E. und FRÖLICH, K. (1998): Characterization of bovine viral diarrhoea virus isolated from roe deer in Germany. *J. Wild. Dis.* 34: 47-55.

FITZGERALD, D.G.; WARNER, K.A.; LANNO, R.P. & DIXON, D.G. (1996): Assessing the effects of modifying factors on pentachlorophenol toxicity to earthworms – Applications of body residues. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(12): 2299-2304.

FONDATION HELLEF FIR D'NATUR (1988): *Biotopkartierung der Gemeinde Junglinster*. Luxemburg.

FRANK, A. (1986): In search of biomonitors for cadmium; cadmium content of wild swedish fauna during 1973-1976. *Sci. Total Environ.* 57 : 57-65.

FRANZ, N. (1996): Aus der Geschichte eines lebenden Kulturdenkmals – der Grünewald. In: Forum für kritische Information über Politik, Kultur und Religion. Luxemburg 168: 14-18.

FRENZEL, B. (2000): Datiert der klimawirksame Eingriff des Menschen in den Haushalt der Natur erst aus dem beginnenden Industriezeitalter? Rdggespr. Kommission für Ökologie 18: 33-46, Verl. Pfeil, München.

FRÖLICH, K. (1995): Bovine virus diarrhea and mucosal disease in free-ranging and captive deer (Cervidae) in Germany. J. Wildl. Dis., 31: 247-250.

FRÖLICH, K. (1996): Seroepizootiologic investigations of herpesviruses in free-ranging and captive deer (Cervidae) in Germany. J. Zool. Wildl. Med. 27: 241-247.

FRÖLICH, K. und HOFMANN, M. (1995): Isolation of bovine viral diarrhea virus-like pestiviruses from roe deer (*Capreolus capreolus*). J. Wildl. Dis. 31: 243-246.

FRÖLICH, K., LI, H. und MÜLLER-DOBLIES, U. (1998): Serosurvey for antibodies to malignant catarrhal fever-associated viruses in free-living and captive cervids in Germany. J. Wildl. Dis. 34: 777-782.

FRÖLICH, K. und FLACH, E.J. (1998): Long-term viral serology of semi-free-living and captive ungulates. J. Zool. Wildl. Med. 29: 165-170.

FRÖLICH, K., KLIMA, F. und DEDEK, J. (1998): Antibodies against rabbit hemorrhagic disease virus in free-ranging red foxes from Germany. J. Wildl. Dis. 34: 436-442.

FRÖLICH, K. und STREICH, W.J. (1998): Serologic evidence of bovine viral diarrhea in free-ranging rabbits from Germany. J. Wildl. Dis. 34: 173-178.

FRÖLICH, K., CZUPALLA, O., HAAS, L., HENTSCHE, H., DEDEK, J. und FICKEL, J. (2000): Epizootiologische Untersuchungen über Canine Distemper in freilebenden Carnivoren aus Deutschland. Vet. Microbiol. 74: 283-292.

FRÖLICH, K., STEINBACH, F., KLIMA, F.; TATARUCH, F., STREICH, H., WISSER, H. und ACHAZI, R. (2001): Charakterisierung des Gesundheitsstatus von Rehen (*Capreolus capreolus*) in Gebieten mit hoher Schadstoffbelastung (Cadmium, Blei und PCB) im Vergleich zu gering belasteten Gebieten. I. Mitteilung: Immunbiologische Befunde. *Z. Gadwiss.* 47: 125-144.

FROSLIE, A., HOLT, G., HOIL, R. und HAUGEN, A. (1987): Levels of cooper, selenium and zinc in liver of Norwegian moose (*Alces alces*), reindeer (*Rangifer tanandus*), roe deer (*Capreolus capreolus*) and hare (*Lepus timidus*). *Norsk Landbruksforskung* 1(4): 243-250.

GEHRKE, J. (2001): Untersuchungen zu tanninbindenden Speichelproteinen des Rehs und anderer Wiederkäuer. Diss. Univ. Potsdam.

GEREND, R. (1988): Faunistik und Ökologie von *Lestes dryas* Kirby, 1890 in Luxemburg (Insecta: Odonata). *Paperlek* 9(4): 49-56.

GISH, C.D. (1970): Organochlorine insecticide residues in soils and soil invertebrates from agricultural lands. *Pesticides Monitoring Journal* 3(4): 241-252.

GJERDE, L. UND D. KOVACIC (1999): Bat survey by car transects in Luxembourg. *Trav. sci. Mus. nat. hist. nat. Lux.* 31: 87-93.

GONZALEZ, M.J.; RAMOS, L. & HERNANDEZ, L.M. (1994): Distribution of trace metals in sediments and the relationship with their accumulation in earthworms. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 57: 135-150.

GREEN, R.H. (1979): *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. John Wiley & Sons, New York.

GREVEN, H., A. SOTIAUX und J. NERNER (1994): *Grimmia lisae* De Not. nouveau pour la Belgique et le Grand-Duché de Luxembourg. *Dumortiera* 55-57; 56-61.

GROSSONI, P.; BUSSOTI, F.; TANI, C.; GRAVANO, S.; SANTARELLI, S. & BOTTACCI, A. (1998): Morpho-anatomical alterations in leaves of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus ilex* L. in different environmental stress condition. *Chemosphere* 36: 919-924.

GRUBER, F. (2001a):: Wipfelwachstum von Altbuchen (*Fagus sylvatica* L.) auf einem Kalkstandort (Göttingen/Söderich) in Abhängigkeit von der Witterung. I. Grundlegende Zuwachsmuster. *Allg. Forst- Jagdztg.* 172: 183-189.

GRUBER, F. (2001b): Wipfelwachstum von Altbuchen (*Fagus sylvatica* L.) auf einem Kalkstandort (Göttingen/Söderich) in Abhängigkeit von der Witterung. II. Steuerung des Zuwachses durch die Witterung. *Allg. Forst-Jagdztg.* 172: 193-202.

GRUBER, F. (2003): Welche Witterung bestimmt die Fruchtbildung bei der Rot-Buche. *AFZ/Wald* 5 : 246-249.

GUDERIAN, R. & STRATMANN. H. (1968): Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. Teil III: Grenzwerte schädlicher SO₂-Immissionen für Obst- und Forstkulturen sowie für landwirtschaftliche und gärtnerische Pflanzenarten. In: Forschungsber. des Landes NW. Westd. Verl., Köln, Nr. 1118.

GÜNTHARDT-GEORG, M.S.; MCQUATTIE, C.J.; MAURER, S.; FREY, B. (2000): Visible and microscopic injury in leaves of five deciduous tree species related to current critical ozone levels. *Environm. Poll.* 109: 489-500.

GUFLER, H., F. TATARUCH und K. ONDERSCHEKA (1997): Untersuchungen über den Blei, Cadmium- und Quecksilbergehalt in Organen und Muskulatur von Reh- und Gamswild in Südtirol. *Z. Jagdwiss.* 43: 240-250.

GUSE, G.W. und R. JÄGER (1994): Schwermetalle und organische Umweltchemikalein in Rehwild (*Capreolus capreolus* L.). *UWSF Z. Umweltchem. Ökotox.* 6(2): 70-74.

GUTHÖRL, V. (1990): Rehwildverbiss in Buchenwaldökosystemen. Untersuchungen über Informationsgehalt, Funktion und Schäden. Dissertation, Institut für Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.

GUTHÖRL, V. (1990): Weiserzäune, Kriterien zur Anlage und Bewertung der Vegetationsentwicklung im Walde unter Ausschluss des Wildverbisses. AFZ 19: 447-450.

GUTHÖRL, V. (1991): Rehwildverbiss und Waldvegetation AFZ 4: 175-177.

HANS, F. (1998): Die Moosflora der kleine Luxemburger Schweiz (Müllertal). Trav. Sci. Mus. Hist. Nat. Lux. 28.

HAQUE, A. & EBING, W. (1988): Uptake and accumulation of pentachlorophenol and sodiumpentachlorophenate by earthworms from water and soil. *The Science of the Total Environment* 68: 113-125.

HARBUSCH, CH. (1999): Monitoring Bats in Luxembourg. Trav. sci. Mus. nat. hist. Nat. Lux. 31: 59-71.

HARBUSCH, CH (2003): Aspects of the Ecology of Serotine Bats (*Eptesicus serotinus*, Schreber 1774) in Contrasting Landscapes in Southwest Germany and Luxembourg. Dissertation, University of Aberdeen, UK.

HARBUSCH, C., ENGEL, E. und PIR, J.B. (2002): Die Feldermäuse Luxemburgs (Mammalia: Chiroptera). *Ferrantia* 33.

HECHT, H. (1984): Untersuchungen der Kontamination des Wildbrets an Blei und anderen Spurenelementen durch Schrot und absplitternde und dadurch weit im Tierkörper streuende Blei- bzw. Metallpartikel der modernen Hochleistungsgeschosse. Aufklärung des Verhaltens dieser Blei- und Metallsplitter beim Abhängen, Kochen, Braten, Grillen und Gefrierlagern. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.

HECHT, H. (1987): Unter welchen Bedingungen eignen sich freilebende jagdbare Tiere als Bioindikatoren? VDI-Ber. 609: 101-122.

HECHT, H. (1993): Die Feststellung des Langzeitverhaltens von Schadstoffen im Biozyklus Boden-Pflanzen-Wildtier. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 116 08 052 des Umweltforschungsplanes des BMU. 635 Seiten.

HECHT, H. (2001): Die Bleikontamination des Rehwildbrets ist weiter rückläufig. Mitteilungsblatt BAFF 151: 1-6.

HECHT, H. und HONIKLE, K.O. (1997): Radiocäsium in Wald und Wild II. Bundesanstalt für Fleischforschung, Kulmbach, 1997. 217 Seiten.

HECHT, H., SCHINNER, W. und KREUZER, W. (1984a): Endogene und exogene Einflüsse auf die Gehalte an Blei und Cadmium in Muskel- und Organproben von Rehwild. Teil A. Fleischwirtsch. 64: 838-845.

HECHT, H., SCHINNER, W. und KREUZER, W. (1984b): Endogene und exogene Einflüsse auf die Gehalte an Blei und Cadmium in Muskel- und Organproben von Rehwild. Teil B. Fleischwirtsch. 64: 967-969.

HENSEN, U. (1877): Die Thätigkeit des Regenwurms (*Allolobophora longa*) für die Fruchtbarkeit des Erdbodens. *Z. wiss. Zool.* 28: 354-364.

HEINRICH, CH., JUNCK, CL., TALA, M. und FRANK, S. (2002): Naturwaldkonzept für Luxemburg. Gutachten der Biologesch Statioun Westen; Im Auftrag des Ministère de l'Environnement, Luxemburg.

HIROSE, T. und WEGER, M.J. (1994): Photosynthetic capacity and nitrogen partitioning among species in the canopy of a herbaceous plant community. *Oecologia* 100(3): 203-212.

HÖPKER, K.A. (1991): Bioindikation organischer Luftschadstoffe – Erste Erfahrungen im Ökologischen Wirkungskataster Baden-Württemberg. VDI-Berichte 601: 827-836.

HOFFMANN, F. (1995): FAGUS, a model for growth and development of beech. *Ecol. Model.* 83: 327-348.

HOFMANN, R. R. (1983): Zum Ernährungsverhalten und zum wechselnden Nährstoff- und Energiebedarf von Reh-, Gams- und Rotwild in Mitteleuropa. *Wildbiol. Inform. f. d. Jäger* 6: 77-84.

HOFMANN, R.R. (1989): Evolutionary steps of Ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443-457.

HOFMANN, R. R. (1993): Die morphologische Anpassung des Verdauungsapparates des Rehs, seine evolutionäre Differenzierung und jahreszeitlichen Veränderungen. Deutsch-Polnisches Rehwild-Symposium. Schrift. AKW Gießen 21, Stuttgart, Enke. S. 15-22.

HOLAND, O. (1992): Winter digestive strategy of a concentrate selector in Norway: the European roe deer. *Can. J. Zool.* 70: 1331-1335.

HOLAND, O. (1994): Seasonal dynamics of digestion in relation to diet quality and intake in European roe deer (*Capreolus capreolus*). *Oecologia* 98: 274-279.

HOLM, J. (1984): Aufbau eines ursachenorientierten Monitoringsystems für die Schadstoffbelastung beim Wild. 2. Belastungen von Wild mit Schwermetallen aus unterschiedlich strukturierten Herkunftsregionen. *Fleischwirtsch.* 64(5): 613-619.

HOLM, J. (1986): Zukünftige Bedeutung eines Indikators für Monitoringaufgaben im Rahmen der Umweltprobenbank. *Fleischwirtsch.* 66(4): 592-593.

HOLM, J. und BOGEN, C. (1982): Erkennung und Bewertung von flächenhaften Schwermetall- und Pestizidkontaminationen beim Wild. Forschungsbericht Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit. 223 Seiten.

HOLM, J. und BOGEN, C. (1984): Aufbau eines ursachenorientierten Monitoringsystems für Schadstoffbelastungen beim Wild. 3. Belastungen von Wild

mit chlorierten Kohlenwasserstoffen aus unterschiedlich strukturierten Herkunftsregionen. *Fleischwirtsch.* 64(8): 970-973.

HOLM, J. und WESTER, D. (1988): Problems in choosing organs of roe deer (*Capreolus capreolus*) as reference material. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 332: 561-564.

HOLM, J., BREHMER, R.-D., MÜLLER, S. und WESTER, D. (1987): Bioindikator von Schadstoffen am Beispiel von Rehwild und Stockenten. *Fleischwirtsch.* 67: 1-5.

HOLM, J., WESTER, D. und WOLLSTELLER, B.(1990): Wild als Indikator für die Umweltprobenbank. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 10808035 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.

HOLM, J., WESTER, D. und WOLLSTELLER, B.(1992): Wild als Indikator für die Umweltprobenbank. *Fleischwirtsch.* 72(9): 1310-1314.

HUGGARD, D. (1994): A linear programming model of herbivore foraging imprecise, yet successful? *Oecologia* 100: 470-474.

HULTEN, M. und V. WASSENICH (1961): Die Vogelfauna Luxemburgs. Luxemburg.

ILLIUS, J. und GORDON, A: (1992): Modelling the nutritional ecology of ungulate herbivores: evolution of body size and competitive interactions. *Oecologia* 89: 428-434.

Jablokoff, A. K. (1943): Éthologie de quelques Élatérides du massif de Fontainebleu. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle*, N. S. 18 (3): 81-160.

JAHNS, M.; P. LORGE, und J. WEISS (2000): Der Schwarzstorch *Ciconia nigra* in Luxemburg. *Regulus* 18: 15-30.

JÉGOU, D.; CLUZEAU, D.; Wolf, J.J.; Gandon, Y. & TRÉHEN, P. (1998): Assessment of the burrow system of *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea giardi*, and *Aporrectodea caliginosa* using X-ray computed tomography. *Biol. Fertil. Soils* 26: 116-121.

JÉGOU, D.; BRUNOTTE, J.; ROGASIK, H.; CAPOWIEZ, Y.; DIESTEL, H.; SCHRADER, S. & CLUZEAU, D. (2002): Impact of soil compaction on earthworm burrow systems using X-ray computed tomography – preliminary results. *European Journal of Soil Biology* 38: 329-336.

JESSEL, B. (1996): Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28(7): 211-216.

JOHNSON, D.L.; JONES, K.C.; LANGDON, C.J.; PEARCE, T.G. & STEMPLE, K.T. (2002): Temporal changes in earthworm availability and extractability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1363-1370.

JUNCK, C. (1989): Biotopkartierung der Gemeinde Niederaanven. Oekofonds, Luxembourg

JUON, P. (1963): Über neuere Erkenntnisse zur Frage der Rehwildernahrung. Schweiz. Z. Forstwes. 114: 98-117.

KELLER, T. (1980): Der Nachweis einer Immissionsbelastung durch eine Müllverbrennungsanlage mit Hilfe der Blattanalyse auf Chlorid. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 40: 113-115.

KIEFER, J. (1998): Brutbiologische Notizen zum Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *Milvus migrans* in Ost-Luxemburg. *Regulus* 17: 32-37.

KIRPACH, J. (1982): Die natürlichen Waldgesellschaften Luxemburgs. *Rev. Technique Luxembourgeoise*. 97-107.

KLEIMINGER, J. (1983): Untersuchungen über die Eignung von freilebenden Wildarten als Bioindikatoren zur Erfassung von flächenhaften Schwermetallkontaminationen in Niedersachsen. Diss. Univ. Hannover. 163 Seiten.

KLEIMINGER, H. und HOLM, J. (1985): Aufbau eines ursachenorientierten Monitoring-Systems für Schadstoffbelastungen beim Wild. *Fleischwirtsch.* 65: 394.

KLEIN, R. (2003): Informationsgehalt und Qualität von Umweltproben nationaler Umweltprobenbanken als integrale Bestandteile der Umweltbewertung. Habit., Uni. Trier, Trier. 337 Seiten.

KLEIN, R., ALTMAYER, M. & SPRENGART, J. (1993): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung der Umweltprobenbank des Bundes - Regenwurm (*Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn.

KLEIN, R.; ALTMAYER, M. & PAULUS, M. (1995): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Regenwurm (*Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea [Allolobophora] longa*). In: Umweltbundesamt (Hrsg.) (1996): Umweltprobenbank des Bundes – Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

KLEIN, R. und NENTWICH, K. (1995): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung der Umweltprobenbank des Bundes – Reh (*Capreolus capreolus*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn.

KLÖTZLI, F. (1965): Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünland-Gesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. Ber. Geobot. ETH, Stftg. Rübel 38. Zürich. 186 Seiten.

KLOTZ, ST., J. KÜHN und W. DURKA (2002): BIOFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenr. Vegetationskunde 38, BfN, Bonn.

KNABE, W. (1981) : Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfaheln. AFZ / Wald 26: 641-643.

KNABE, W. (1982) : Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure : suitable bioindicators for different immissions types. In: STEUBING, L. und JÄGER, H.J.

(HRSG.): Monitoring of Air Pollutants by Plants – Methods and Problems. S. 59-72. The Hague, Boston, London.

KNABE, W. (1984): Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen. AFZ / Wald 33/34: 847-848.

KÖHLER, F. (2000): Vorkommen des Eremit in Rheinland-Pfalz. Schriftlich an LfUG, Mdl. R. Burkhardt an ms:

KOLTZ, J.-P.-J. (1897): Prodrome de la flore du Grande-Duché de Luxembourg. Lichénées. Rec. Mém. Trav. Soc. Bot. G.-D. Luxemb. 13: 91-349.

KORPEL, ST. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer Ver., Stuttgart.

KRAFT, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindsworth's. Hannover.

KRAUSMAN, P. und HARRIS, L. (2002): Military jet activity and Sonoran pronghorn. Z. Jagdwiss. 48: 140-147.

KRAUSMAN, P., WALLACE, M.; HAYES, C. und DEYOUNG, D. (1998): Effects of jet aircraft on mountain sheep. J. Wildl. Manage. 62: 1246-1254.

KÜSTER, H. (1999) : Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Verl. Beck, München.
KÜSTER, H. (2000): Waldentwicklung in Süddeutschland. Rdgespr. Kommission für Ökologie. 18: 91-100.

LACA, E. und DEMMENT, M. (1991) : Herbivory : the dilemma of foraging in a spatially heterogenous food environment. In: Palo, R. und Robbins, C.: Plant defenses against mammalian herbivory. CRC Press, Boca Raton, 29-44.

LAMBINON, J. et al. (1998): Flora van België, het Chyroootertogdim Luxemburg, Noord-Frankrijk en de angrenzende gebieden. Nat. Plantentuin Belg., Meise.

LAMBINON, J., J.-E. DELANGHE, L. DELVOSSALLE, J. DUVIGNEAUD (1992): Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines. – Quatrième édition, Meise.

LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas G. Fischer, Stuttgart.

LEE, K.K. (1985): Earthworms, their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, New York. 411 Seiten.

LEWIS, R.A.; PAULUS, M.; HORRAS, C. & KLEIN, B. (1989): Auswahl von ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland. Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben 106 05 056 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Saarbrücken.

LIMPENS, H. und KAPTEYN, K. (1991): Bats, their behavior and linear landscape elements. *Myotis* 29: 39-48.

LFU & LWF (2003): Kartieranleitung für die Lebensraumtypen nach Anhang I der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie in Bayern – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU), Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF).

LISTER, A.M., GRUBB, P. und SUMMER, S.R.M. (1998): Taxonomy, morphology and evolution of European roe deer. In: ANDERSSON, R., DUNCAN, P. und LINNELL, J.D.C. (HRSG.): The European roe deer. The Biology of success. Scandinavian University Press, Oslo. S. 23-46.

LÖBF (1999): Kartierhilfe für die Erfassung der FFH-Gebiete in Nordrhein-Westfalen, Stand 14. August 1999. – Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) Nordrhein-Westfalen.

LOI DU 19 JANVIER 2004 concernant la protection de la nature et des ressources naturelles. – Memorial A, N° 10 du 29 janvier 2004. (= aktuelles Naturschutzgesetz von Luxemburg).

LORGE, P. (1998): Eine Kartierung der Vorkommen von Schafstelze *Motacilla flava*, Wiesenpieper *Anthus pratensis* und Braunkehlchen *Saxicola rubetra* in drei ausgewählten Grünlandgebieten Luxemburgs. *Regulus* 17: 68-86.

LORGE, P. (2000): Die Saatkrähe *Corvus frugilegus*: Eine Art mit positiver Tendenz in Luxemburg. *Regulus* 18: 38-44.

LOUIS, H. und FISCHER, K. (1979): Allgemeine Geomorphologie. Berlin.

LUCE, J.-M. (1996): *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763). In: van Helsdingen, P., Willemse, L., Speigt, M. C. D. (Ed.): Background information on invertebrates of the Habitat Directive and the Bern Convention. Part. I. *Nature and Environment* 79: 64-69.

LUCIUS, M. (1948): Erläuterungen zu der geologischen Spezialkarte Luxemburgs. Das Gutland. Service Géologique de Luxembourg. Luxemburg.

LUNDBERG, P. und PALO, R. (1993): Resource use, plant defenses, and optimal digestion in ruminants. *Oikos* 68: 224-228.

LUTZ, W. (1985): Ergebnisse der Untersuchungen von Rehen (*Capreolus capreolus* L.) und Hasen (*Lepus europaeus* Palla) auf Schwermetalle und chlorierte Kohlenwasserstoffe in Nordrhein-Westfalen. *Z. Jagdwiss.* 31: 153-175.

LUTZ, W., JUNGHANS, D., SCHMITZ, D. und MÜLLER, T (2003): long-term survey of pseudorabies virus infections in European wild boar of western Germany. *Z. Jagdwiss.* 49: 130-140.

MAIER, J., MURPHY, S.; WHITE, R. und SMITH, M. (1998): Responses of caribou to overflights by low-altitude jet aircraft. *J. Wildl. Managem.* 62: 752-766.

MANKOVSKA, B. (1981): Contamination of beech and oak by Mg, S, F, Pb, Cd and Zn near magnesite works. *Biologia* 36: 489-496.

MANLEITNER, T. (1998): 1948 / 49 und die Auswirkungen auf Wälder und Forsten. WJK-Journal 2: 16-17.

MARKERT, B., WAPPELHORST, O., WECKERT, V., HERPIN, U., SIEWERS, U., FRIESE, K. und BREULMANN, G. (1999): The use of bioindicators for monitoring the heavy metal status of the environment. J. Radioanal. Nucl. Chem. 240: 425-429.

MASAROVIČOVÁ, E.; CÍČÁK, A. & ŠTEFANČÍK, I. (1999): Plant responses to air pollution and heavy metal stresses. In: Pessarakli, M. (Hrsg.): Handbook of plant and crop stress. Marcel Dekker, New York. S. 569-598.

MELCHIOR, E., E. MENTGEN, R. PELTZER, R. SCHMITT und J. WEISS (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. LNVL, Luxemburg.

MERTZ, P. (2000): Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen. Ecomed Verl., Landsberg.

MESCHEDE, A., HELLER, K. und BOYE, P. (2002): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Schriftenr. Landschaftspf. und Naturschutz 71, Bonn.

MESCHEDE, A. und KELLER, K. (2002): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenr. Landschaftspf. und Naturschutz 66, Bonn.

MODERT, P. (1973): Die Anfänge der modernen Forstwirtschaft im Luxemburger Land. Von den „gruyers“ zu den „inspecteurs des Forêts“ 1795. Luxemburg.

MÖLLER, G. (1995): Anmerkungen zur Totholzkäferfauna des „Urwaldes von Taben“ an der Saar (Ins., Col.). Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen 5 (2): 79-88.

MOLZAHN, D., VAN AARLE, J., MERKLIN, A., JÄCKEL, B., WESTMEIER, W. und PAZTELT, P. (1987): Untersuchungen zur biologischen Halbwertszeit von Cäsium in Rehwild. Z. Jagdwiss. 33: 89-97.

MORGAN, J.E. & MORGAN, A.J. (1990): The distribution of copper, lead, zinc, and calcium in the tissues of the earthworm *Lumbricus rubellus* sampled from one contaminated and four polluted soils. *Oecologia* 84(4): 559-566.

MOUSSET, A. (1965): Catalogue des Coléoptères du G.-D. de Luxembourg. Société des Naturalistes Luxembourgeois, 70.

MOSBRUGGER, V. (2000): Natürliche Ökosystemdynamik – Lernen aus der Vergangenheit. Rdgespr. Kommission für Ökologie 18: 17-28, Verl. Pfeil, München.

MULLER, F. (1977): Plan sectoriel concernant la protection de l'environnement naturel. Société naturalistes Luxembourgeois, 77.

MÜLLER, T., KLUPP, B., ZELLMER, R., TEUFFERT, J., ZEIDLER, K., POSSARD, C., MEWES, L., DRESENKAMP, B., CONRATHS, F. und METTENLEITER, T. (1998): Characterisation of pseudorabies virus isolated from wild boar (*Sus scrofa*). *Vet. Rec.* 143(12): 337-340.

MÜLLER, P. (1968): Amphibien und Fischbesatz. Naturforsch. Ges. Schaffhausen, Serie III(3): 12-13.

MÜLLER, P. (1976): Voraussetzungen für die Integration faunistischer Daten in die Landesplanung der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. Vegetationskunde 10: 27-47.

MÜLLER, P. (1985a): Zur Rückstandssituation bei freilebenden Tieren der Bundesrepublik Deutschland. Mitt. 15 der FR Biogeographie, Univ. Saarbrücken.

MÜLLER, P. (1985b): Cadmium-concentration in roe deer (*Capreolus capreolus*) and plants. *Naturwissenschaften* 72: 664-665.

MÜLLER, P. (1988): Ökosystemgerechte Jagd. *AFZ* 43(27): 761-772.

MÜLLER, P. (1989): Dem Wild auf den Äser schauen. *Jäger* 107: 62-64.

MÜLLER, P. (1989): Zur Informationsqualität von Verbissaufnahmen. Kritische Bemerkungen zur Objektivierung der ökosystemaren Rolle des Rehwildes und Vorschläge zur Verbesserung des stichprobengeschützten Verfahrens zur Beurteilung der Situation der Waldverjüngung in Bayern. Mitt. Inst. Biogeographie. Uni. Saarlandes.

MÜLLER, P. (1989): Zur Informationsqualität von Verbissaufnahmen. LJV Bayern 302pp. München.

MÜLLER, P. (1990): Neue Rehwildrichtlinie. Pirsch 42 (26): 3-5.

MÜLLER, P. (1991): Bejagung und Erhaltung des Rehwildes im Saarland. Saarjäger 43 (1): 8-10.

MÜLLER, P. (1992): Verbissgutachten mit Ecken und Kanten. Unsere Jagd 7: 42-44.

MÜLLER, P. (1992): Wildverbiss: Aufklärung und Objektivierung der Zusammenhänge zwischen Schalenwildverbiss und Ökosystemreaktionen als Grundlage für eine Verbesserung von Verbissgutachten. Bonn.

MÜLLER, P. (1992): Zukünftiges Vorgehen bei Verbissaufnahmenverfahren. Saarjäger 44 (2): 16-17.

MÜLLER, P. (1993): Verbissgutachten: Note mangelhaft. Pirsch 6: 29-33.

MÜLLER, P. (1993): Verbissgutachten auf dem Prüfstand. Wild und Hund 11: 22-66.

MÜLLER, P. (1994): Wenn schon, denn schon. Das optimierte Verbissgutachten – Maßstab der Abschussplanfestlegung. Jäger 14 (9): 14-17.

MÜLLER, P. (1995): Jagdart muss sich Wildart anpassen. Jäger 5: 26-34.

MÜLLER, P. (1995): Populationsökologische und ökosystemare Grundlagen für die Rehwild-Drückjagd. Saarjäger 47 (2): 14-17.

MÜLLER, P. (1995): Verbissbewertung – der Wahrheit kein Stück näher. Unsere Jagd 5: 14-16.

MÜLLER, P. (1996): Ecosystem Knowledge as a Requirement for Intelligent Handling of our Future. Urbanization and Forests, 1-15, ISBN 94-89655-5-4, Chiang Mai.

MÜLLER, P. (1996): Living Nature through Agriculture – Integrated Farming Instead of Blanket Extensification. Agro-Food Hi-Tech 15-16.

MÜLLER, P. et al.(1998): Umweltprobenbank des Bundes. Beiträge zur Probennahme und Probenvorbereitung. 170pp., Umweltbundesamt Berlin.

MÜLLER, P. (2002): Ökosystemgerechtes Wildlifemanagement. Bayerische Akademie der Wissenschaften; Rundgespräch der Kommission für Ökologie 25: 95-132, Pfeil, München.

MÜLLER, P. (2002): Wildtierinformationssysteme als Grundlage für Schutz und Nutzung. Game Conservancy Nachrichten 12 (1): 1-18.

MÜLLER, P. (2003): die Jagd der Zukunft und die Zukunft der Jäger. In: Jagd und Nachhaltigkeit an der Schwelle des 21. Jahrhunderts. 49-99, Verl. Dadder, Weimar.

MÜLLER, P. und WAGNER, G. (1986): Probenahme und genetische Vergleichbarkeit (Probendefinition) von repräsentativen Umweltproben im Rahmen des Umweltprobenbank-Pilotprojektes. Forschungsbericht T 86-040. BMFT.

MÜLLER, P. et al.(2002): Rückstandsanalysen in Honigproben von Luxemburg 2002 (Brompropylat / Fluvalinat). Administration Services techniques de l'Agriculture, Luxemburg.

MÜLLER, P., WILLEMS, P. und J. KRÜGER (2002): Ergebnisse von Trink- und Grundwasseranalysen in Luxemburg. Gutachten im Auftrag der Administration de L'Environement und der Administration Services techniques de L'Agriculture, Luxemburg.

NEINHUIS, C. & BARTHLOTT, W. (1998): Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak, and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability. *New Phytol.* 138: 91-98.

NEIRYNCK, J. & ROSKAMS, P. (1999): Relationships between crown condition of beech (*Fagus sylvatica* L.) and throughfall chemistry. *Water, Air Soil Poll.* 116: 389-394.

NORES, C. und FERNANDEZ, A. (1998): Estimating wild boar numbers by counting family groups. Third workshop of the European Wild boar Research Group. Instituto Pirenaice de Ecologia, Csic, Zaragoza.

OEKOFONDS (1988): Cartographie des biotopes de la commune de Walferdange. Luxemburg.

OEKOFONDS (1989): Biotopkartierung der Gemeinde Niederanven. Luxemburg.

OEKOFONDS (1990): Biotopkartierung der Gemeinde Lorentzweiler. Luxemburg.

OEKOFONDS (1991): Biotopkartierung der Gemeinde Luxemburg. Luxemburg.

ONDERSCHEKA, K., TATARUCH, F. und STEINBECK, T. (1986): Das freilebende Tier als Indikator für die Umwelt. *Allg. Forstztg.* 41(1/2): 20-23.

ONDERSCHEKA, K., TATARUCH, F., BOTEV, N., NONOV, N., MIHAILOV, C. und TÜRK, R. (1997): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung freilebender Wildtiere in Bulgarien mit gleichzeitiger Erfassung der aktuellen Schwermetallimmissionen 1997. Wien, FIWI. Endbericht über den zwischenstaatlichen Forschungsauftrag Österreich-Bulgarien.

OTTO, H.-J. (1994): *Waldökologie*. Ulmer Verl., Stuttgart.

PAULUS, M.; HORRAS, C.; KLEIN, B. & LEWIS, R.A. (1990): Vertiefte Auswahl von Probenahmeregionen für die Umweltprobenbank und ökologische Beratung zu ihrem Betrieb. Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben 108 08 001 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Saarbrücken.

PAULUS, M.; ALTMAYER, M.; KLEIN, R.; HILDEBRANDT, A.; OSTAPCZUK, P. & OYXNOS, K. (1994): Aufbau flächenrepräsentativer Probenahmen von Umweltproben zur Schadstoffanalytik am Beispiel der Regenwürmer in landwirtschaftlich genutzten Räumen. *UWSF Z. Umweltchem. Ökotox.* 6(6): 375-383.

PEIFFER, R. und J.B. PIR (1994): Erster gesicherter Nachweis des Kleinen Abendseglers (*Nyctalus leisleri*, Kuhl 1818) für Luxembourg (Mammalia, Chiroptera). *Bull. Soc. Nat. luxemb.* 95: 209-213.

PELTZER, R. (1977): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. Teil 1, *Regulus* 12: 222-233.

PELTZER, R. (1978): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. Teil 2. *Regulus* 12: 332-337.

PELTZER, R. (1981): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. Teil 3. *Regulus* 14: 73-77.

PELTZER, R. (1983): Zur Brutverbreitung des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) in Luxemburg. *Regulus* 14: 224-228.

PETERSEN, B., U. HAUKE, und A. SSYMANK (2000): Der Schutz von Tier- und Pflanzenarten bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie. Schriftenr. Landschaftspflege und Naturschutz 68, Bern – Bad Godesberg.

PETRAK, M. (1982): Etho-ökologische Untersuchungen an einer Rothirschpopulation (*Cervus elaphus* Linné, 1758) der Eifel unter besonderer Berücksichtigung des stoffwechselbedingten Verhaltens. Schrift. AKWJ JLU Gießen 10, Stuttgart, Enke. 196 Seiten.

PETRAK, M. (1987): Zur Ökologie einer Damhirschpopulation (*Cervus dama* Linné, 1758) in der nordwestdeutschen Altmoränenlandschaft des Niedersächsischen Tieflandes. Schrift. AKWJ JLU Gießen 17; Stuttgart, Enke. 145 Seiten.

PETRAK, M. (1993) : Nischenbreite und Nischenüberlappung bei der Nahrungswahl von Rothirsch (*Cervus elaphus* Linné, 1758) und Reh (*Capreolus capreolus* Linné, 1758) in der Nordwesteifel, *Z. Jagdwiss.* 39: 161-170.

PETRAK, M., SCHWARZ, R., GRAUMANN, F. und FRIELINGS DORF, F. (1991) : Nischenbreite und Nischenüberlappung bei der Nahrungswahl von Damhirsch (*Cervus dama* Linné, 1758) und Reh (*Capreolus capreolus* Linné, 1758). *Z. Jagdwiss.* 37: 1-12.

PIOVESAN, G. & ADAMS, J.M. (2000): Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation. *Can. J. Bot.* 79: 1039-1047.

PIR, J.B. (1996): La répartition et le statut des Rhinolophidés (Mammalia, Chiroptera) au Luxembourg. *Bull. Soc. Nat. luxemb.* 97: 147-154.

PIR, J.B. und ROESGEN, F. (1988): Wintererhebungen der Fledermäuse in Luxemburg 1987/88. *Dendroscopos* 15: 16-21.

POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer Verl., Stuttgart.

POTT, R. (1996): Biotoptypen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Verl. Ulmer, Stuttgart.

PRETSCH, H., BIBER, P. und DURSKEY, J. (2002): The single tree-based stand Simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162.

RAFFELHÜSCHEN, B. (2001): Ageing, Fiscal Policy and Social Insurance: A European Perspective. In: AUERBACH, A. und LEE, R.: *Demographic Change and Fiscal Policy*. Cambridge University Press, Cambridge.

RAFFELHÜSCHEN, B. (2002): Ein Plädoyer für ein flexibles Instrument zur Analyse nachhaltiger Finanzpolitik. *Wirtschaftsdienst* 2: 73-76.

RAFFELHÜSCHEN, B. (2002): Generational Accounting – Quo Vadis? *Nordic Journal of Political Economy*.

RAMEAU, J.-C., C. GAUBERVILLE, N. DRAPIER (2002): Gestion forestière et diversité biologique. Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire. Tome: Wallonie, G.-D. Luxembourg. ISBN: 2-904740-73-2.

RANIUS, T., NIELSSON, S. G. (1997): Habitat of *Osmoderma eremita* Scop.l (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *J. of Insect Conservation* 1: 193-204.

RANIUS, T. (2000): Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conservation* 3: 37-43.

RANIUS, T., JANSSON, N. (2000): The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetle association with old oaks. *Biological Conservation* 95: 85-94.

RANIUS, T. (2001): Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. *Oecologia* 126: 208-215.

RANIUS, T. (2002): Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biol. Con.* 103: 85-91.

RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. *Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern*. 2.

REICHLING, L. und J. WERNER (1980): Excursion du 23 août 1980. Promenade de Weimerskirch (Kuebebiert) à la forêt d'Arven. (Grünwald). *SNL* 85: 120-126.

RAUH, J. und SCHMITT, M. (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldzellen. *Forstw. Centralblatt* 110: 114-127.

REIMOSER, R. und REIMOSER, S. (1998): Richtiges Erkennen von Wildschäden im Wald. (Hrsg.): Zentralstelle Österr. Landesjagdverbände. Kärntner Druckerei, Klagenfurt. 95 Seiten.

REMMERT, H. (1991): The Mosaic-Cycle-Concept of Ecosystems. Springer-Verl., Heidelberg.

REMMERT, H. (1994): Minimum Animal Populations. Springer-Verl., Heidelberg.

RICHTER, R. (1949): Bestimmungstabelle für einheimische Lumbriciden. *Senckenbergiana* 30: 171-181.

RIMKUS, G. und WOLF, H. (1985): Schadstoffbelastung von Wild aus Schleswig-Holstein. Arch. Lebensmittelhyg. 36: 62.

RISCHARD, G. (1918): Forstpolitische Tagesfragen. SNL 28: 135-139.

RISS, B. & MÜLLER, P. (1989): Ökologische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Eignungsprüfung von Regenwurmartens als Indikatororganismen für die Umweltprobenbank. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 108 08 059 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Saarbrücken.

RÜCKRIEM, C. und S. ROSCHER (1999): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 22, Münster.

SALAGOVIC, J.; GILLES, J.; VERSCHAEVE, L. & KALINA, I. (1996): The comet assay for the detection of genotoxic damage in the earthworms – A promising tool for assessing the biological hazards of polluted sites. *Folia Biol.* 42(1-2): 17-21.

SALM, P. (2000): Methodentests zur Erfassung von Arten der Anhänge II, IV, und V der FFH-Richtlinie. Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 68: 137-151, BfN, Bonn.

SANDERS, E. (1994): Pallas' Leaf-Warbler (*Phylloscopus proregulus*) and Yellow-browed Warbler (*Phylloscopus inornatus*) new species in Luxembourg. *Regulus* 13:26-28.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Ulmer Verl., Stuttgart.

SCHINNERN, W. (1981): Untersuchungen über endogene und exogene Einflüsse auf den Blei- und Cadmiumgehalt in Muskeln und Organen von Rehwild (*Capreolus capreolus* L.) und Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus* L.) Diss. Univ. Gießen.

SCHLEY, L. (2000): The Badger *Meles meles* and the Wild Boar *Sus scrofa*: Distribution and Damage to Agricultural Crops in Luxembourg. Dissertation University of Sussex.

SCHLEY, L., A. KRIER, A. BAGHLI und T.J. ROPER (1998): Hunting records of game species in Luxembourg during the period 1946 to 1995. Bull. Soc. Nat. luxemb. 99: 69-75.

SCHLEY, L., A. KRIER, M. WAGNER und T.J. ROPER (1998): Changes in the Wild Boar (*Sus scrofa*) population in Luxembourg during the period 1946 to 1996. Bull. Soc. Nat. luxemb. 99: 77-85.

SCHMIDT, W. (1974): Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobeflächen. Mitt. Florist.-Soziol. Arbeitsgem. N.V. 17: 103-107.

SCHMITT, R. und R. MULLER (1997): Brutbestände in Laubwäldern Luxemburgs: Untersuchungen auf vier 10ha-Probeflächen. Regulus 16: 13-26.

SCHMIDT-VOGT, H. (1977): Die Fichte. Bd. I: Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. Verlag P. Parey, Hamburg.

SCHMITHÜSEN, J. (1940): Das Luxemburger Land, Landesnatur, Volkstum und bäuerliche Wirtschaft. Hirzel Verl., Leipzig.

SCHNEIDER, CL. (1996): Geoökologische Untersuchungen an Mardellen im Forêt de Sierck (Nordost-Lothringen). Abh. Delattinia 22: 61-192.

SCHNIEDER, CL. und SCHNEIDER, TH. (1996): Vegetation einer Mardelle im Gebiet der Bischwaldes (Lothringen). Abh. Delattinia 22: 193-227.

SCHRAML, C. & RENNENBERG, H. (2000): Sensitivität von Ökotypen der Buche (*Fagus sylvatica* L.) gegenüber Trockenstress. *Forstw. Cbl.* 119: 51-61.

SCHROEDER, F.G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie Verl. Quelle & Meyer, Wiesbaden.

SCHUMACHER, R. (1985): Atlas de distribution de bryophytes de Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg et des régions limitrophes. Meise, Jardin Botanique National de Belgique.

SCHWAB, P. (1999): Wildverbiss-Waldverjüngungskontrolle-Verfahrensvergleich. Erich Schmidt Verlag, Berlin. 80 Seiten.

SCOTT-FORDSMAND, J.J. & WEEKS, J.M. (2000): Biomarkers in earthworms. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 165: 117-159.

SERUSIAUX, E., DIEDERICH, P., ERTZ, D. und VAN DEN BOOM, P. (2003): New or interesting Lichens and Lichenicolous Fungi from Belgium, Luxembourg and Northern France. *Lejeunia* 173: 1-48.

SHEPPARD, S.C.; BEMBRIDGE, J.D.; HOLMSTRUP, M. & POSTHUMA, L. (Hrsg.) (1997): Advances in earthworm ecotoxicology. Proceedings from the Second International Workshop on Earthworm Ecotoxicology, 2.-5. April 1997, Amsterdam. Setac Press, Pensacola. 413 Seiten.

SOTIAUX, A. und A. VANDERPOORTEN (2004): Catalogue atlas commenté et mesures de conservation des Bryophytes du bassin hydrographique de la semois (Belgique, France). *Lejeunia* 175: 1-47.

SSYMANK, A.; HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. und SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenr. Landschaftspf. und Naturschutz 53, Bonn.

SSYMANK, A., U. HAUKE, C. RÜCKRIEM, E. SCHRÖDER (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53.

STOWE, K., SORK, V. und FARRELL, A. (1994): Effect of water availability on the phenotypic expression of herbivore resistance in northern red oak seedlings (*Quercus nubra* L.). *Oecologia* 100(3): 309-315.

STUBBE, C. (1997): Rehwild. Biologie, Ökologie, Bewirtschaftung. Parey Verlag.

STREICHER, R. (2000): Der Kiebitz *Vanellus vanellus* in Luxemburg. *Regulus* 18: 1-13.

SUKOPP, H. und P. MÜLLER (1976): Symposium on changes of flora and fauna in the Federal Republic of Germany – Results and Consequences. Schriftenr. Vegetationskunde 10: 401-409.

TARRADELLAS, J.; DIERCXENS, P. & BOUCHE, M.B. (1982): Methods of extraction and analysis of PCBs from earthworms. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 13: 55-67.

TATARUCH, F. (1984): Die Cadmium-Kontamination der Wildtiere. *Allg. Forstztg.*: 528-530.

TATARUCH, F. (1991): Freilebende Wildtiere als Bioindikatoren der Schwermetallkontamination. *VDI-Bericht* 901: 925-936.

TATARUCH, F. (1993a): Die Belastung freilebender Wildtiere mit Umweltschadstoffen. *Übers. Tierernährg.* 21: 181-204.

TATARUCH, F. (1993b): Vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Rot-, Reh- und Gamswild. *Z. Jagdwiss.* 39: 190-200.

TATARUCH, F. (1996): Die radioaktive Belastung der freilebenden Wildtiere in Österreich. *Schriftenr. Ökologie, Jagd und Naturschutz* 4: 75-90.

TATARUCH, F. (2001): Umweltmonitoring über Wildtiere – eine Ergänzung zu Carry over Experimenten. In: Kulmbacher Kolloquium 2001: Tagung zum Carry over von Umweltkontaminanten in Lebensmitteln. BAAF. 57-72.

TELLERIA, J. und SAEZ-ROYUELA, A. (1998): L'évolution démographique du sanglier (*sus scrofa*) en Espagne. *Mammalia* 49: 195-202.

TOPP, W. (1981): Biologie der Bodenorganismen. UTB 1101. Quelle & Meyer, Heidelberg.

TRIMBACHER, C. und WEISS, P. (1999): Needle surface characteristics and element contents of Norway spruce in relation to the distance of emission sources. *Environ. Pollut.* 105: 111-119.

TÜXEN, R. (1986): Unser Buchenwald im Jahreslauf. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad-Württ. 47: 1-128.

UECKERMANN, E. (1985): Wild als Bioindikator für die Umweltbelastung mit Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen. Forschungsbericht. Jagdkunde und Wildschadensverhütung des Landes NRW, Bonn.

UMLAUF, G., RICHARTZ, H., REISSINGER, M., FREIBERGER, A. und HUNTZINGER, O. (1992): Vergleichende Messungen atmosphärischer chlorierter Kohlenwasserstoffe in Luft und Fichtennadeln. In: Verein deutscher Ingenieure (VDI) Hrsg.): Bioindikation – ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. VDI-Berichte 901, Bd. 1. VDI-Verlag. Düsseldorf. S. 205-216.

UMLAUF, G., REISSINGER, M., FREIBERGER, A. und HUNTZINGER, O. (1994a): Untersuchungen zur atmosphärischen Deposition lipophiler organischer Verbindungen auf Pflanzen am Beispiel von *Picea abies*. In: ALEF, K., FIEDLER, H. und HUNTZINGER, O. (HRSG.): ECOINFORMA '94, Vol. 5 – Umweltmonitoring und Bioindikation. Wien. S. 129-145.

UMLAUF, G., HAUKE, H., REISSINGER, M. und HUNTZINGER, O. (1994b): Langzeituntersuchungen zum Akkumulationsverhalten von atmosphärischen

lipophilen organischen Verbindungen in fichtennadeln. In: ALEF, K., FIEDLER, H. und HUNTZINGER, O. (HRSG.): ECOINFORMA '94, Vol. 5 – Umweltmonitoring und Bioindikation. Wien. S. 147-160.

UN / ECE (2001): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution in forests. Hamburg.

UN/ECE & EK (2000): Der Waldzustand in Europa. Internetseite <http://www.icp-forests.org>.

UN/ECE & EK (2001): Der Waldzustand in Europa – Kurzbericht 2001. Genf. 33 Seiten.

VANESSE, R. (1993): Typologie Forestière – Evaluation bio-économique des forêts du G.-D. du Luxembourg. – Ministère de l'Environnement, Luxembourg. – Réalisation: Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de l'Etat de Gembloux (Belgique), Unité d'Ecologie forestière.

VAN HOOK, R.J. (1974): Cadmium, lead and zinc distributions between earthworms and soils – Potential hazards for biological accumulation. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 509-512.

VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (1991): VDI 3792 Bl. 5: Messen der Immissions-Wirkdosis; Verfahren zur Standardisierung der Wirkungsfeststellung an Blättern und Nadeln von Bäumen am natürlichen Standort. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Düsseldorf.

VISKARI, E.-L. (2000): Epicuticular wax of Norway spruce needles as indicator of traffic pollutant depositino. *Water Air Soil Pollut.* 121 : 327-337.

VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE) (1991): VDI 3792 Bl. 5: Messen der Immissions-Wirkdosis; Verfahren zur Standardisierung der Wirkungsfeststellung an Blättern und Nadeln von Bäumen am natürlichen Standort. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Düsseldorf.

VOSER-HUBER, M.L. und NIEVERGELT, B. (1975): Das Futterverhalten des Rehs in einem voralpinen Revier. *Z. Jagdwiss.* 21: 197-215.

WAGNER, G. (1993): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Buche. In: Umweltbundesamt (Hrsg.) (1996): Umweltprobenbank des Bundes – Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

WAGNER, G. (1995): Nadelbäume. In: KLEIN, R. und PAULUS, M. (HRSG.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring. G. Fischer, Jena. S. 291-314.

WAGNER, G. und MÜLLER, P. (1979): Fichten als „Bioindikatoren“ für die Immissionsbelastung urbaner Ökosysteme unter besonderer Berücksichtigung von Schwermetallen. *Verh. Ges. Ökol.* VII: 307-314.

WAGNER, G.; ALTMAYER, M., KLEIN, R., PAULUS, M. und SPRENGART, J. (1993): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*). In: Umweltbundesamt (Hrsg.) (1996): Umweltprobenbank des Bundes – Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

WALDHERR, M. und HÖSEL, G. (1994): Leittreibverbiss und Stammzahl – wieviel bleibt übrig? Simulationsmodell zur Wirkung des Wildverbisses. *AFZ* 4: 180-183.

WASSENICH, V. (1967): Der gegenwärtige Brutbestand des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Luxemburg. *Regulus* 9: 103-112.

WEIGMANN, G. (1991): Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influenced by traffic and air pollution. *Water Air Soil Pollut.* 57/58: 655-663.

WEISENBERGER, M., KRAUSMAN, P., WALLACE, M., DEYOUNG, D. und MAUGHAN, O. (1996): Effects of simulated jet aircraft noise on heart rates and behavior of desert ungulates. *J. Wildl. Manage.* 60: 52-61.

WEISHAAR, M. (1998): Die Fledermausvorkommen in der Region Trier. *Dendrocopos* 25: 77-100.

WEISHAAR, M. und WEISHAAR, R. (2004): Ergebnisse der Fledermauswinterkontrollen 2002/2003 in der Region Trier. *Dendrocopos* 31.

WEISS, J. (1995): Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs. *Regulus* 15: 14-21.

WEISS, J. (2002): Tätigkeitsbericht 1985-1997 der Arbeitsgemeinschaft Feldornithologie. *Regulus* 19: 1-88.

WEISS, P. und TRIMBACHER, C. (1998): Nadeloberflächenparameter und Elementgehalte von Fichtennadeln ausgewählter Industriestandorte. Umweltbundesamt. Report R-154. Wien.

WERNER, J. (1996): Die Moosflora des Luxemburger Aeslings. *Trav. Sci. Mus. Hist. Nat. Lux.* 24.

WERNER, J. (2003): Liste rouge des bryophytes du Luxembourg. – *Ferrantia* 35 (Travaux scientifiques du Musée national d'histoire naturelle Luxembourg).

WEYRICH, J. (1987): Jahreszeitliche Nährstoffoszillationen im Laub von *Fagus sylvatica* L. (Rot-Buche) an zwei unterschiedlich belasteten Standorten unter immissionsökologischen Aspekten. Dipl.-Arbeit, Univ. d. Saarlandes. Saarbrücken.

WHEATLEY, G.A. & HARDMAN, J.A. (1968): Organochlorine insecticide residues in earthworms in arable soils. *J. Sci. Fd. Agri.* 19: 219-225.

WILCKE, D.E. (1939): Bestimmungstabelle für einheimische Lumbriciden. *Senckenbergiana* 30(4/6): 171-181.

WILCKE, W. & ZECH, W. (2000): Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) to earthworms in urban soils. *Environ. Sci. Technol.* 34: 4335-4340.

WILLEMS, J.J.; MARINISSEN, J.C. & BLAIR, J. (1996): Effects of earthworms on nitrogen mineralization. *Biol. Fertil. Soils* 23(1): 57-63.

WINTER, A. (1994): Verbissfassung und Verbissbewertung. Konflikt zwischen wissenschaftlicher Repräsentanz und den Erfordernissen praktikabler Randbedingungen. Dissertation, Inst. Biogeographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.

WISSER, J., CHRISTOPH, B., TATARUCH, F., STEINBACH, F., STREICH, J., ACHAZI, R. und FRÖLICH, K. (2001): Charakterisierung des Gesundheitsstatus von Rehen (*Capreolus capreolus*) in Gebieten mit hoher Schadstoffbelastung von Cadmium, Blei und PCB im Vergleich zu gering belasteten Gebieten. II. Mitteilung: Parasitenstatus und histopathologische Befunde. *Z. Jagdwiss.* 47: 211-225.

WITTIG, R. (1993): General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: MARKERT, B. (Hrsg.): *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment.* S. 3-27. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

WOHLFAHRT, S., SCHMITT, V. und WILD, A. (1998): Investigation on phosphoenol pyruvate carboxylase and proline in damaged and undamaged needles of *Picea abies* and *Abies alba*, *Chemosphere* 4/5: 877-881.

WRIGHT, M.A. & STRINGER, A. (1980): Lead, zinc and cadmium content of earthworms from pasture in the vicinity of an industrial smelting complex. *Environ. Poll.* 23: 313-32.

ZAI, L.E. (1964): Untersuchungen über Methoden zur Beurteilung von Rehwildverbiss in Waldbeständen. Diss. ETH Zürich.

ZIMMERMANN, R.-D. & PLANKENHORN, W.E. (1986): Methodik der Blattprobennahme an der Rot-Buche unter immissionsökologischem Aspekt. *AFZ/Wald* 41: 33-35.

ZIMMERMANN, R.-D. (1989): Schadstoff- und Nährelementverteilung im Baumkronenbereich der Rot-Buche. *AFZ/Wald* 11: 4-7.

8. Anhang